

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB  
FACULDADE UNB DE PLANALTINA - FUP  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGCA

**IMPACTO DAS BARRAGENS SOBRE OS PEIXES: DAS PUBLICAÇÕES  
MUNDIAIS ÀS VARIAÇÕES TEMPORAIS REGIONAIS**

**HASLEY RODRIGO PEREIRA**

**TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

Planaltina - DF

Março/2020

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB  
FACULDADE UNB DE PLANALTINA - FUP  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGCA

**IMPACTO DAS BARRAGENS SOBRE OS PEIXES: DAS PUBLICAÇÕES  
MUNDIAIS ÀS VARIAÇÕES TEMPORAIS REGIONAIS**

**HASLEY RODRIGO PEREIRA**

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Co-orientador: Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa  
(Universidade Estadual de Goiás)

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Estrutura, dinâmica e conservação ambiental

Linha de pesquisa: Manejo e conservação de recursos naturais

Planaltina - DF

Março/2020

## Ficha Catalográfica

Pereira, Hasley Rodrigo

- i Impacto das barragens sobre os peixes: Das publicações mundiais às variações temporais regionais/ Hasley Rodrigo Pereira; orientador: Ludgero Cardoso Galli Vieira. co-orientador: Fabrício Barreto Teresa -- Brasília, 2020.  
93 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Ciências Ambientais) -- Universidade de Brasília, 2020.

1. Descontinuidade fluvial. 2. Ictiofauna. 3. Diversidade Beta Temporal. 4. Rio neotropical . 5. Cienciometria. I. Cardoso Galli Vieira, Ludgero, orient. II. Barreto Teresa, Fabrício, co-orient. III. Título

“É o que eu digo e faço, não suponho, sou milionário do sonho  
É difícil para um menino brasileiro, sem consideração da sociedade  
Crescer um homem inteiro, muito mais do que metade  
Fico olhando as ruas, as vielas que ligam meu futuro ao meu passado  
E vejo bem como driblei o errado, até fazer taxista crer  
Que posso ser mais digno do que um bandido branco e becado  
Falo querendo entender, canto para espalhar o saber e fazer você perceber  
Que há sempre um mundo, apesar de já começado, há sempre um mundo pra gente fazer  
Um mundo não acabado, um mundo filho nosso, com a nossa cara,  
o mundo que eu disponho agora foi criado por mim  
Euzin, pobre curumim, rico, franzino e risonho, sou milionário do sonho...”

(Emicida)

## AGRADECIMENTOS

Eita! Foram quatro anos intensos, de muito aprendizado, muitos ganhos e perdas marcantes. Em meio a isso tudo, ainda tivemos mudanças políticas que desfavoreceram o crescimento da ciência, com cortes de bolsas, perseguições ideológicas e nomeações de pessoas pífias para gerirem órgãos tão importantes como o Ministério da Educação e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES. De qualquer forma, ainda estamos aqui, firmes e tentando produzir algo interessante mesmo diante as adversidades. É claro que não caminhei e cheguei até aqui sozinho, por isso deixo aqui registrado meus sinceros agradecimentos.

Primeiramente agradeço a Deus por me fortalecer espiritualmente, diante das minhas convicções espírito-religiosas, isso foi determinante em vários momentos. Quero agradecer também a minha avó “Dona Dorinha”, que me incentivava ao se orgulhar e dizer pra todo mundo que tinha um neto que fez faculdade, que agora ele ia ser doutor (mesmo ela sem saber ao certo como funciona um doutorado acadêmico). Infelizmente não poderei abraçá-la, entregar a ela o diploma e dizer que deu tudo certo, pois ela já não está mais entre nós. Vó, saiba que deu tudo certo e que sou fruto da sua força, sempre te amarei!

Aos meus pais, Eline e Edson, aos meus irmãos Alex, Tiago e Gabriel. Jamais teria conseguido tudo o que já conquistei sem os ensinamentos e o amor que dedicaram a mim e aos meus irmãos. Carrego vocês sempre comigo e me sinto seguro por isso. À minha esposa Juliana e aos meus filhos, Douglas e Lia. Aguentar um doutorando, louco e prestes a surtar o tempo inteiro não é fácil, mas vocês estão sempre ao meu lado e são minha base. Confesso que o pensamento de desistência surgiu várias vezes nessa trajetória, mas além de me incentivarem, vocês me inspiravam a continuar. Juliana e Douglas já estavam comigo desde o início dessa jornada, já a Lia apareceu no meio do caminho, ora para roubar meu tempo de dedicação à tese, ora para me mostrar que precisava persistir, pois eu sou um exemplo pra ela. Amo vocês infinitamente!

Aos meus orientadores, Ludgero, Fabrício e Fernando Pelicice. Tenho aprendido demais com esses caras! A construção dessa tese só foi possível diante das contribuições deles. Infelizmente, vejo muita reclamação por falta de assistência ou diálogo entre orientando e orientadores, o que não é meu caso. Sempre que precisei eles dedicaram o seu tempo a mim e as minhas dificuldades, nunca esquecerei disso! Especialmente ao Lud, agradeço por se tornar um amigo! Construimos uma amizade que foi além dos limites do laboratório, em que pudemos

confraternizar, dar risadas, fazer piadas e aproximar nossas famílias. Nessa reta final então, foi totalmente compreensível quanto as minhas dificuldades, minha falta de tempo (devido a dedicação ao trabalho e a família) e ainda não deixou que faltasse nenhuma assistência à construção da minha tese. Muito obrigado mesmo professor, continue esse orientador exemplar que você é!

Aos demais colaboradores dos artigos produzidos, Leonardo, Hugo, João Nabout, Philip, Pedro, Ana Caroline (Carol). Vocês são a confirmação de que não se faz ciência sozinho e que o pouco de sabedoria de cada um, quando em conjunto, pode se transformar em trabalhos de boa qualidade. Fico muito grato pela contribuição de cada um. Nesse contexto, agradeço especialmente o Leonardo Fernandes (meu afilhado kkk), foi um grande amigo e parceiro científico que eu fiz, me ajudou demais em todos os momentos. Valeu demais Leo e me desculpe pela trabalheira kkkk.

Aos casais Carol & Leo, Hugo & Maisa, também ao Leonardo Beserra. Esses são grandes amigos que me abrigaram quando morei em Planaltina e me fizeram pertencente ao lar deles. Valeu demais e me desculpem pela folga! Agradeço também à equipe de campo da ecologia aquática do NEPAL, que dividiram momentos únicos comigo: Hugo, Maisa, Leo Fernandes, Carol, Cleber Nunes, Leo Beserra, Gustavo Granjeiro, Gustavo Leite, Thallia, João Paulo, Felipe, Isabela, além dos que são doidos para mudarem de time e partir para ecologia também: Gleicon e Jhonny. Tivemos muito apoio dos motoristas da UnB durante os trabalhos de campo e agradeço também a eles. Sou grato também pelo apoio dos demais amigos do laboratório: Pedro, Glauber, Sérgio e Carla. Acho que, naturalmente, formamos uma família!

Aos meus amigos externos a universidade também deixo meu agradecimento, o apoio e incentivo de vocês é muito valioso para mim. Ao quadro de professores do PPGCA que contribuíram muito para minha formação e aos órgãos financiadores CAPES e Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal-FAPDF, que subsidiaram minha bolsa de doutorado, trabalhos de campo e visita técnica.

Enfim, seria impossível agradecer todos aqui, mas tenho certeza de que, quem esteve ao meu lado sabe o quanto eu sou grato por toda parceria. Muito obrigado a todos, essa tese é um fruto de todos vocês!

## SUMÁRIO

Resumo.....	07
Abstract.....	08
<b>Apresentação Geral.....</b>	<b>09</b>
Referências.....	12
<b>Capítulo1.....</b>	<b>14</b>
Abstract.....	14
<b>Introduction.....</b>	<b>15</b>
<b>Material and methods.....</b>	<b>17</b>
<i>Data collection.....</i>	<i>17</i>
<i>Statistical analyses.....</i>	<i>18</i>
<b>Results.....</b>	<b>21</b>
<b>Discussion.....</b>	<b>25</b>
<i>Limitations.....</i>	<i>28</i>
<b>Conclusions.....</b>	<b>29</b>
References.....	30
<b>Supplementary Methods and Results.....</b>	<b>36</b>
<b>Capítulo2.....</b>	<b>46</b>
Resumo.....	46
Abstract.....	47
<b>Introdução.....</b>	<b>48</b>
<b>Materiais e Métodos.....</b>	<b>51</b>
<i>Área de amostragem.....</i>	<i>51</i>
<i>Amostragem da Ictiofauna.....</i>	<i>51</i>
<i>Caracterização da diversidade taxonômica e funcional.....</i>	<i>53</i>
<i>Variáveis ambientais limnológicas e regionais (paisagem).....</i>	<i>54</i>
<i>Caracterização da Diversidade Beta Temporal e das trajetórias da comunidade.....</i>	<i>55</i>
<i>Análises estatísticas.....</i>	<i>56</i>
<b>Resultados.....</b>	<b>58</b>
<b>Discussão.....</b>	<b>63</b>
<b>Conclusão.....</b>	<b>68</b>
Referências.....	68

<b>Métodos e Resultados suplementares.....</b>	<b>73</b>
<b>Considerações finais.....</b>	<b>90</b>

## IMPACTO DAS BARRAGENS SOBRE OS PEIXES: DAS PUBLICAÇÕES MUNDIAIS ÀS VARIAÇÕES TEMPORAIS REGIONAIS

### Resumo

A inserção de barragens em rios é um dos principais fatores de degradação ambiental dos ecossistemas aquáticos atualmente. Esse tipo de interferência antrópica promove alterações limnológicas e da paisagem, conseqüentemente, tem provocado uma redução global na biodiversidade de peixes e despertado a atenção da comunidade científica mundial. Assim, com o objetivo de contribuir para uma melhor compreensão das discussões que esse tema tem gerado, realizamos uma revisão cienciométrica para avaliar os principais direcionamentos, lacunas e fatores determinantes da produção científica mundial com foco na biodiversidade de peixes sob a influência de barragens (capítulo 1). Além disso, foram avaliadas as mudanças temporais, ao longo de 15 anos, na composição taxonômica e funcional das comunidades de peixes à montante de uma grande barragem, localizada na parte alta de um importante afluente do sistema fluvial amazônico (capítulo 2). Observamos que entre 1991 e 2016, houve um aumento no número de trabalhos com esse tema. A distribuição dos artigos entre os países não é aleatória, pois alguns fatores socioeconômicos e ambientais (por exemplo, produto interno bruto, número de pesquisadores em proporção ao tamanho da população e número de barragens instaladas) são determinantes para a distribuição das pesquisas. Além disso, essas pesquisas são principalmente em escalas locais e direcionadas aos impactos negativos das barragens nas comunidades de peixes e vários estudos demonstram a preocupação em mitigar esses impactos. Para o alto rio Tocantins, mesmo não havendo variação no número absoluto de espécies, espécimes e suas características, as substituições de espécies e traços funcionais promovem uma dissimilaridade e modificam a composição taxonômica e funcional das assembleias de peixes ao longo dos anos. Verificamos que algumas espécies, com comportamentos mais restritos, são mais sensíveis as mudanças, em contrapartida, as que possuem maior plasticidade comportamental se tornaram mais presentes e em maiores quantidades. Ressaltamos também, que há uma dissimilaridade temporal entre as assembleias de peixes e essa corresponde às alterações ambientais regionais (paisagem) de acordo com as pré-adaptações das espécies diante ao novo ecossistema formado.

**Palavras-chave:** Descontinuidade fluvial, ictiofauna, diversidade beta-temporal, rio neotropical, cienciométrica

## IMPACT OF DAMS ON FISHES: FROM WORLDWIDE PUBLICATIONS TO REGIONAL TEMPORAL VARIATIONS

### **Abstract**

The insertion of dams in rivers is one of the main factors of environmental degradation of aquatic ecosystems today. This type of anthropic interference promotes limnological and landscape changes, consequently, it has caused a global reduction in fish biodiversity and has attracted the attention of the world scientific community. Thus, in order to contribute to a better understanding of the discussions that this theme has generated, we carried out (chapter 1) a scientometric review to assess the main directions, gaps and determinants of world scientific production with a focus on the biodiversity of fish under the influence dams. Temporal changes over 15 years were assessed (chapter 2) in the taxonomic and functional composition of fish communities upstream of a large dam, located at the top of an important tributary of the Amazonian river system. We observed that between 1991 and 2016, there was an increase in the number of works with this theme. The distribution of articles among countries is not random, as some socioeconomic and environmental factors (for example, gross domestic product, number of researchers in proportion to the size of the population and number of dams installed) are decisive for the distribution of research. In addition, these researches are mainly at local scales and are targeted at the negative impacts of dams on fish communities and several studies demonstrate the concern to mitigate these impacts. For the upper Tocantins River, even though there is no variation in the absolute number of species, specimens and their characteristics, the substitutions of species and functional traits promote dissimilarity and modify the taxonomic and functional composition of fish assemblages over the years. We found that some species, with more restricted behaviors, are more sensitive to changes, in contrast, those with greater behavioral plasticity have become more present and in greater quantities. We also emphasize that there is a temporal dissimilarity between the fish assemblages, and this corresponds to regional environmental changes (landscape) according to the pre-adaptations of the species to the new formed ecosystem.

**Keywords:** Fluvial discontinuity, ichthyofauna, beta-temporal diversity, neotropical river, scientometrics

## Apresentação Geral

Dentre a fauna de vertebrados já descritos no mundo, os peixes se apresentam como o grupo mais abundantes, com mais de 30.000 espécies registradas (Nelson *et al.*, 2016). Além de sua importância para manutenção dos ecossistemas aquáticos (Helfman *et al.*, 2009; Toussaint *et al.*, 2016; Winemiller *et al.*, 2016), os peixes prestam importantes serviços ecossistêmicos à população humana (Islam & Berkers, 2016; Constanza *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2020). Apesar dessa importância socioambiental, a antropização de ambientes naturais tem promovido uma redução da biodiversidade da ictiofauna (Dudgeon *et al.*, 2006; Agostinho *et al.*, 2016; Pelicice *et al.*, 2017). Dentre as ações humanas globais que impactam negativamente os ecossistemas fluviais e, conseqüentemente, os peixes, destacam-se as inserções de barragens para formação de reservatórios (Renwick, 2016; Schulz & Adams, 2019).

Esses impactos são resultantes da descontinuidade fluvial promovida pelo represamento, o qual promove alterações laterais, verticais, longitudinais e temporais no curso hídrico (Stanford & Ward, 2001; Agostinho *et al.*, 2016). Especialmente, a área de influência de uma grande barragem (15 metros ou mais de altura), pode ser dividida entre as partes acima e abaixo da barragem (Agostinho *et al.*, 1992; Pelicice *et al.*, 2015). Acima, pode-se observar as regiões denominadas de montante (parte lótica mais extrema da região de influência acima da barragem), zona de transição (entre a montante e o corpo do reservatório, com fluxo semi-lêntico) e o corpo do reservatório (acima da barragem, com fluxo lêntico), abaixo da barragem denomina-se jusante (Agostinho *et al.*, 1992). Os impactos da inserção da barragem podem variar de acordo com a região de influência observada, assim, destacam-se alterações biológicas acima da barragem, como a translocação de espécies devido a remoção de barreiras naturais via enchimento do reservatório, estratificação térmica e também restrição de habitats para algumas espécies que têm como barreira o corpo do reservatório devido a mudança do fluxo lótico para o fluxo lêntico (Agostinho *et al.*, 2007; Pelicice *et al.*, 2015).

A ictiofauna à jusante também é negativamente impactada devido a interceptação da migração de peixes no sentido jusante-montante e vice-versa, alteração na regulação do fluxo d'água (efeitos diretos nos regimes das enchentes e no pulso de inundação) e, aumento da predação próximo a barragem devido a fácil exposição de peixes perturbados pelas turbinas (Agostinho *et al.*, 1992; Agostinho *et al.*, 2016; Pelicice

*et al.*, 2015). Agravam-se os impactos quando são dispostas várias barragens em um mesmo curso de rio, formando cascatas de reservatórios (Barbosa *et al.*, 1999). A formação de cascatas reduz drasticamente os trechos lóticos, principalmente quando a água liberada de um reservatório alcança logo o remanso do reservatório subsequente (Santos *et al.*, 2017), causando um efeito que é maior do que o efeito gerado por represamentos isolados.

Temporalmente, após a formação recente de um reservatório há aumento da riqueza de espécies generalistas em resposta à disponibilidade de habitats como, aumento da produtividade primária, galhadas, bancos de areia e de macrófitas (Oliveira *et al.*, 2001; Monaghan *et al.*, 2019). Porém, há uma diminuição gradual na riqueza de espécies ao longo do tempo, evidenciando os novos filtros ambientais aos quais as espécies são expostas (Agostinho *et al.*, 2007; Orsi & Britton, 2014). No geral, devido a interceptação da barragem e do reservatório (Pelicice *et al.*, 2015), as espécies mais afetadas negativamente pelo represamento são as migratórias de longa distância, geralmente de maior porte e com alta longevidade, em cenários mais drásticos essas espécies podem ser extintas localmente (Agostinho *et al.* 2008; 2016).

Inicialmente, muitas famílias de peixes que apresentam comportamento mais generalistas, podem aumentar a densidade e riqueza (Agostinho *et al.*, 2007), principalmente as de pequeno porte, sedentárias e com alto potencial reprodutivo (Perônico *et al.*, 2020). Porém, até mesmo essas espécies possuem redução da sua abundância ao longo do tempo (Agostinho *et al.*, 2007; 2016). Assim, as alterações espaço-temporais provocadas pela inserção de uma grande barragem, podem configurar uma nova estrutura da ictiofauna (Agostinho *et al.*, 2016, Lima *et al.* 2018). Assim, além das mudanças em aspectos taxonômicos, é fundamental avaliar as alterações baseadas nos traços funcionais dos peixes, visto que abordagem taxonômica é pouco reveladora quanto ao funcionamento das comunidades, uma vez que ignora as diferenças existentes entre as espécies e não destaca o comportamento desses organismos a partir dos seus atributos (Cianciaruso *et al.*, 2009; Perônico *et al.*, 2020).

Apesar da preocupação sob as políticas públicas ambientais e socioeconômicas que envolvem essa relação entre as barragens e os peixes (Azevedo-Santos *et al.*, 2017; Pelicice *et al.*, 2017), fazem-se necessários trabalhos que evidencie os possíveis fatores determinantes do interesse científico a respeito do tema. Há necessidade de uma investigação que reúna e aponte, de forma integrada, os direcionamentos e lacunas das

pesquisas voltadas para essa temática. Além disso, sabe-se que os impactos da inserção de barragens fluviais sobre as comunidades biológicas serem debatidos há muito tempo (Baxter, 1977) e contemplam diferentes facetas da biodiversidade de peixes (*e.g.* taxonômica e funcional) (Santos *et al.*, 2017; Perônico *et al.*, 2020), em diferentes escalas espaço-temporais (Turgeon *et al.*, 2019). Porém, para o alto rio Tocantins (importante afluente do sistema fluvial amazônico) faltam investigações a longo prazo sobre a trajetória de reestruturação das assembleias de peixes e os fatores ambientais determinantes dessas alterações. Destaca-se o fato que a região já possui uma cascata de grandes barragens instaladas e é alvo de outros empreendimentos (Agostinho *et al.*, 2009, Brasil, 2015).

Nesse sentido, o objetivo geral desse trabalho é identificar as lacunas, direcionamentos e fatores determinantes das publicações mundiais sobre a relação entre barragens e peixes. Além disso, buscamos demonstrar as variações temporais na composição das assembleias de peixes sob influência de barragens no alto rio Tocantins, Brasil. Para isso, serão respondidos diferentes questionamentos correspondentes a dois capítulos, subdivididos e intitulados da seguinte forma:

- No capítulo 1, intitulado “**Research on dams and fishes: Determinants, directions and gaps in the world scientific production**”, através de uma revisão cienciométrica, investigamos os principais fatores determinantes, os direcionamentos e as lacunas da produção científica mundial voltada a biodiversidade de peixes sob a influência de barragens.
- No capítulo 2, intitulado “**Alterações temporais na diversidade beta taxonômica e funcional em assembleias de peixes: Impactos de barragens à montante de um rio neotropical**”, partimos do pressuposto de que a descontinuidade provocada pelo barramento dos rios altera as condições ambientais limnológicas e da paisagem adjacente no decorrer do tempo e, conseqüentemente, a distribuição da ictiofauna nas diferentes facetas da biodiversidade. Assim, foram avaliados os impactos temporais a longo prazo (15anos), deste tipo de alteração, na estrutura taxonômica e funcional das comunidades de peixes à montante da Usina Hidrelétrica (UHE) de Cana Brava (alto rio Tocantins).

## Referências

- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. UEM. 501p.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C., Ortega, J. C., Pelicice, F. M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*. 173: 26–36.
- Agostinho, A. A., JÚLIO JÚNIOR, H. F., & Borghetti, J. R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Gomes, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 1119-1132.
- Agostinho, C. S.; Pelicice, F. M. & Marques, E. E. 2009. Reservatório de peixe angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. São Carlos, RiMa. 188p
- Azevedo-Santos, V. M. et al. 2017. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation* 26: 1745-1752.
- Barbosa, F. A. R., J. Padišák, E. L. G. Espindola, G. Borics & O. Rocha, 1999. The cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the River Tiete ^ basin, São Paulo State, Brazil. In Tundisi, J. G. & M. Straskaba (eds), Theoretical reservoir ecology and its applications. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos.
- Baxter, R. M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8(1), 255-283.
- Brasil, Ministério de Minas e Energia. 2015. Plano Decenal de Expansão de Energia 2024. *Empresa de Pesquisa Energética*. Brasília: MME/EPE. 467p.
- Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., Batalha, M. A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3), 93-103.
- Costanza, R., De Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., ... & Grasso, M. 2017. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go?. *Ecosystem services*, 28, 1-16.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.
- Helfman, G., Collette, B. B., Facey, D. E., & Bowen, B. W. 2009. *The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology*. John Wiley & Sons.
- Islam, D., & Berkes, F. 2016. Indigenous peoples' fisheries and food security: a case from northern Canada. *Food Security*, 8(4), 815-826.
- Lima, A. C., Sayanda, D., Agostinho, C. S., Machado, A. L., Soares, A. M., & Monaghan, K. A. 2018. Using a trait-based approach to measure the impact of dam closure in fish communities of a Neotropical River. *Ecology of Freshwater Fish*, 27(1), 408-420.

- Lima, M. A. L., Carvalho, A. R., Nunes, M. A., Angelini, R., & da Costa Doria, C. R. 2020. Declining fisheries and increasing prices: The economic cost of tropical rivers impoundment. *Fisheries Research*, 221, 105399.
- Monaghan, K. A., Agostinho, C. S., Pelicice, F. M., & Soares, A. M. 2019. The impact of a hydroelectric dam on Neotropical fish communities: A spatio-temporal analysis of the Trophic Upsurge Hypothesis. *Ecology of Freshwater Fish*.
- Nelson, J. S., Grande, T. C., & Wilson, M. V. (2016). *Fishes of the World*. John Wiley & Sons.
- Oliveira, E. F., Luiz, E. A., Agostinho, A. A., Benedito-Cecilio, E. 2001. Fish assemblages in littoral areas of the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Acta Scientiarum Maringá*, 23(2), 369-376.
- Orsi, M. L., Britton, J. R. 2014. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of fish biology*, 84(6), 1964-1970.
- Pelicice, F. M., Pompeu, P. S., & Agostinho, A. A. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16(4), 697-715.
- Pelicice, F.M., Azevedo-Santos, V. M., Vitule, J.R.S., et al. 2017. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish Fish*. 2017;00:1–15. <https://doi.org/10.1111/faf.12228>.
- Perônico, P. B., Agostinho, C. S., Fernandes, R., & Pelicice, F. M. 2020. Community reassembly after river regulation: rapid loss of fish diversity and the emergence of a new state. *Hydrobiologia*, 847(2), 519-533.
- Renwick, W. H. 2016. Dams. *International Encyclopedia of Geography: People, the Earth, Environment and Technology: People, the Earth, Environment and Technology*, 1-11.
- Santos, N. C. L., de Santana, H. S., Ortega, J. C. G., Dias, R. M., Stegmann, L. F., da Silva Araújo, I. M., ... & Agostinho, A. A. 2017. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*, 802(1), 245-253.
- Schulz, C., & Adams, W. M. 2019. Debating Dams: The World Commission on Dams 20 Years on. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 6(5), e1396.
- Stanford, J. A., Ward, J. V. 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4-5), 303-310.
- 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.
- Turgeon, K., Turpin, C., & Gregory-Eaves, I. 2019. Boreal river impoundments caused nearshore fish community assemblage shifts but little change in diversity: a multiscale analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76(5), 740-752.
- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., ... & Stiassny, M. L. J. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269), 128-129.

## Capítulo 1

### RESEARCH ON DAMS AND FISHES: DETERMINANTS, DIRECTIONS AND GAPS IN THE WORLD SCIENTIFIC PRODUCTION

### PESQUISA SOBRE BARRAGENS E PEIXES: DETERMINANTES, DIRECIONAMENTOS E LACUNAS NA PRODUÇÃO CIENTÍFICA MUNDIAL

Capítulo publicado na revista *Hydrobiologia* (Qualis A2 em Ciências Ambientais e fator de impacto (JCR): 2.505

PEREIRA, Hasley Rodrigo, et al. Research on dams and fishes: determinants, directions, and gaps in the world scientific production. *Hydrobiologia*, 2020, 847.2: 579-592. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04122-y>

#### Abstract

Despite the socio-environmental importance of ichthyofauna, global fish biodiversity has decreased, and the damming of rivers is one anthropogenic activity that causes this reduction. This scientometric study evaluates the main determinants, directions and gaps of scientific research on the biodiversity of fishes that are influenced by dams. Between 1991 and 2016 there was an increase in the number of studies about this topic, in proportion to the total number of studies that were evaluated. The distribution of these studies among countries is not random, since some socioeconomic and environmental factors (e.g. gross domestic product, number of researchers, number of large dams) determine the distribution of research. Moreover, these studies mostly address the negative impacts of dams on fish communities on a local scale; several studies have shown the importance of mitigating these impacts. In this particular study, we emphasize the need to research the effects of fishing, cascading dams and the phylogenetic diversity of ichthyofauna. We find that the relationship between dams and fish has become popular among researchers, in particular those who are willing to understand the causes, consequences and severity of these changes on the ichthyofauna.

**Keywords:** River Discontinuity, Scientometrics, Biodiversity, Reservoirs, Ichthyofauna

## Introduction

Fish are organisms with the highest biodiversity among vertebrates, accounting for more than 30,000 species, of these, about 43% (approximately 13,000) are recorded in freshwater ecosystems (Lévêque et al. 2008; Nelson et al. 2016). This megadiverse fauna is distributed among all types of aquatic habitats around the world (Helfman et al. 2009) and exhibits high functional diversity (Touissant et al. 2016), resulting in essential activities for regulation, transport and cycling of nutrients and energy of ecosystems (Holmlund & Hammer 1999; Helfman et al. 2009). Fish also play an important role in many aspects of human society (cultural, provision, regulation, and support) (Constanza et al. 1997, 2017). These organisms are the food and economic base in many regions, especially those harboring riparian and coastal populations (Hoeinghaus et al. 2009; Dugan et al. 2010; Islam & Berkers 2016).

Despite its relevance, fish diversity at global, regional and local scales has been altered or reduced as a result of expansion of human activities in natural environments (Dudgeon et al. 2006; Pelicice et al. 2017; Gordon et al. 2018). In this context, damming rivers stands out because it generates strong negative impacts on freshwater ecosystems, such as deep changes in the ichthyofauna distribution (Agostinho et al. 2016; Winemiller et al. 2016). The insertion of dams is intended to meet various human needs (e.g. electric power, flood control, direct consumption, agriculture, livestock) (WCD 2000; Alcamo et al. 2003). Thus, both urbanization and population growth have increased the water and energy demands throughout the 20th century, resulting in the construction of more than 60,500 large dams worldwide (Zarfl et al. 2015; AQUASTAT 2017; ICOLD 2017). In addition, over 80,000 small dams in are estimated tributaries and streams (Burchsted & Daniels 2014; Couto & Olden 2018).

Damming promotes river discontinuity, resulting in important changes in the hydrological regime (e.g. lotic environments becoming lentic), and also affecting the structure and function of the aquatic ecosystem (Stanford & Ward 2001; Nilsson et al. 2005). These changes, in turn, alter many aspects of fish diversity (Pelicice et al. 2015; Dos Santos et al. 2017), favoring the occurrence of opportunistic species (Agostinho et al. 2007, 2016), while promoting local extinctions of mainly migratory and rheophilic species. Consequently, these changes negatively affect commercial and subsistence fishing (Agostinho et al. 2008; Ziv et al. 2012; Sabo et al. 2017), causes cultural and economic losses (Kirchherr et al. 2016; Fearnside 2016; Haizenreder Ertzogue et al.

2017). Furthermore, the effects of damming can be intensified if several dams are implemented in the same hydrographic region, as they cause a cascade effect (Barbosa et al. 1996; Dos Santos et al. 2017).

Therefore, the impact of dam construction in rivers on ichthyofauna has become a pressing scientific topic (Winemiller et al. 2016) and as consequence, generates discussion on different arenas, i.e. environmental, economic and social (Azevedo-Santos et al. 2017; Pelicice et al. 2017). As such, the worldwide scientific literature on this topic is vast; it focuses on different environmental attributes, spatio-temporal scales and the different facets of fish biodiversity (Feedman et al. 2014; Cooper et al. 2016). However, there is no research on the most used approaches in articles involving the fish-dam relationship. Apparently, there is a predominance of studies on impacts of large isolated dams (greater than 15 meters from the foundation, or with reservoir volume capacity exceeding 3 million m<sup>3</sup>) (WCD 2000) and fewer studies on small dams (Couto & Olden 2018) and effects of cascading dams (Fung et al. 2018). In addition, it is more common to find studies that focus on the negative impacts of dams on taxonomic diversity (Agostinho et al. 2016) to the detriment of these effects on functional and/or phylogenetic diversity, although these attributes are of greater conservation significance (Toussaint et al 2016; Vitule et al 2017; Fonseca et al 2017). Impact assessments on fishing activities (Agostinho et al. 2008) and research on possible mitigations of the negative effects promoted by damming (Lira et al. 2017; McKay et al. 2017) also seem to receive less attention.

Thus, as such an integrated analysis of studies in fish communities under the influence of dams is required to evaluate the evolution, trends and determinants (factors that may influence the interest in the subject) for this research subject. This information is valuable in guiding future research, as well as informing decision-making on fish-diversity conservation. Therefore, in order to contribute to a better understanding of the topic, we investigated the main determinants, directions and gaps in research that focuses on the biodiversity of fishes under the influence of dams, we evaluated the following questions: (i) There is a temporal trend in the number of scientific publications on the subject? (ii) Do environmental and socioeconomic factors influence the spatial distribution of studies? (iii) What are the most and least evaluated approaches in these studies?

We expect that: (i) there has been a recent temporary increase in the scientific publications on the subject due to increased interest; (ii) socioeconomic and environmental factors cause a geographical inequality in the distribution of works; (iii) some topics (e.g. fishing, taxonomic diversity, large dams, cascading dams) are disproportionately addressed relative to other topics under study, suggesting current directions and potential gaps to be investigated. To conduct the study, we used a scientometric review, an tool that allows measuring the trends of a given topic both qualitatively and quantitatively, through currently available scientific platforms (Strehl & Santos 2002, Chen et al. 2013).

## **Materials and methods**

### *Data collection*

We conducted a literature search focusing the ichthyofauna under the influence of the dams was carried out in the main base of the Web of Science Core Collection (WoS) platform. The WoS was used in this study because it is widely recognized for harboring major publications from many scientific topics (Li et al. 2018). There was no language restriction for our searches. Two search fields were used and filled as follows : in the 1st field, the term fish\* OR pisces\* OR ichthyofauna\* indexed to titles and in the 2nd field, with the following terms indexed to the topics (hydropower\* OR reservoir\* OR dam OR impoundment\* OR barrier\* LHP\* OR SHP\* OR hydroelectric\* OR barrage\* OR (fluvial\* AND connectivity\* AND loss\*) OR weir\* OR (fluvial\* AND discontinuity\*) OR (stream\* AND connectivity\* AND loss\*) OR (stream\* AND discontinuity\*) OR (fisheries\* AND connectivity\* AND loss\*) OR (fisheries\* AND discontinuity\*) OR (river\* AND connectivity\* AND loss\*) OR (river\* AND discontinuity\*) OR (floodplain\* AND connectivity\* AND loss\*) OR (floodplain\* AND discontinuity\*)). The use of the asterisk allows the search of words in derived and plural forms.

The scientific literature search was carried out on February 13, 2018 and was restricted to papers published between 1991 (when article abstracts were first added to the WOS platform) and 2016. In order to avoid the insertion of studies that did not fit the research theme, some refinements were made. Therefore, we excluded 153 out of 3,595 papers, which has resulted in we found 3,442 publications from 105 countries; these excluded files that we removed from the study had search terms of "Astronomy Astrophysics", "Medicine legal/Medicine general internal", "Nutrition dietetics",

"Parasitology", "Immunology", "Infectious diseases", "Tropical medicine" and "Veterinary sciences." These publications were sorted separately, since some publications included some terms (e.g. "reservoir" and "barrier"), but the scope of these papers were not in accordance with our objectives. We filtered and quantified the number of papers by author, journal, institution, year and country, with *Histcite* software (Garfield 2009).

### *Statistical analyses*

Our first objective was to verify the temporal dynamics of the number of publications worldwide about fish under the influence of dams. To achieve this objective, we considered the proportion of these studies to (i) all WOS platform studies for each year analyzed (without inserting term restrictions on titles or topics) and to (ii) general ichthyology research (in the 1st field, the term fish\* OR pisces\* OR ichthyofauna\* indexed to titles and no topic restrictions). We calculated the proportion of the number of publications published annually and performed a linear correlation between publication year and the number of publications using the *cor.test* function (using Pearson's coefficient) in the *stats* package (Becker et al. 1988).

Our second objective was to define how the studies are distributed among countries and what factors are predictors of this scientific production. To assess this question, we first made a distribution map of the number of papers by country, using the Quantum GIS software (QGIS Development Team 2018). We also entered the distribution of large dams across countries, this information was obtained from the "FAO's Global Water Information System- AQUASTAT" and "International Commission on Large Dams- ICOLD" platforms (we selected the largest number of dams registered for each country among the platforms) (AQUASTAT 2017; ICOLD 2017). We then measured the variables that address socioeconomic and environmental aspects of these countries (Table 1, Table S1). Some socioeconomic data (e.g. Gross Domestic Product (GDP) and Human Development Index (HDI), demographic factors) were chosen because they are usually related to the scientific production of each country, independent of the theme addressed (Stocks et al. 2008, Pan et al. 2012). Other socioeconomic, as the environmental information, was added to the research as it provided information that could potentially relate to the theme of our work (e.g. Population with access to potable water, Freshwater fisheries production, Number of registered large dams, Threatened freshwater fish species).

We assessed the factors influencing the number of studies published per country through obtaining socioeconomic and environmental information for 55 out of the 105 countries with publications (Table 1; Table S1). To calculate the arithmetic mean for each variable, information was obtained for a time interval between 1990 and 2015 (corresponding to one year prior to the oldest and the most recent publication) whenever possible. For information with no data for the entire time interval, we calculated the average of the available values. The mean values were log-transformed ( $\log x + 1$ ) and the multicollinearity among the variables was eliminated using the *Variance Inflation Factor* (VIF) from the *vif* function of the *faraway* package. The effect of any other independent variable on the standard error of the regression coefficient was therefore eliminated. VIF values above 20 indicate strong collinearity. Ideally, VIFs above 10 should be at least examined and avoided if possible. High VIF values may indicate variables that are functionally related to one another. In that case, one can remove a variable from such a group (Zuur et al. 2007; Borcard et al. 2018). As such, for our study, we used a VIF  $<7.0$  for the selection of predictor variables.

After completing addressing these two objectives, we used a stepwise multiple regression to identify the predictor variables that were significantly important for the variance in the number of publications, using the *lm* and *step* functions. The stepwise regression inserts and/or removes predictive variables from the model using the Akaike Information Criterion (AIC) and thus, makes it possible to obtain a set of predictor variables (socioeconomic and environmental) that best explain the variation of the response variable (number of papers) (Derksen and Keselman 1992). Therefore, a multiple linear regression of the retained variables allows us to reduce many variables to few dimensions with a minimum loss of information (Chambers 1992). All the aforementioned analyses were performed in the R software (R Development Core Team 2018), at a significance level of 5%.

Our third objective was to understand the more and less addressed subjects of publications. To achieve this objective, we first calculate the optimal size of our sample ( $n = 346$ ) according to the characteristics of our data (finite population:  $n = 3,442$  and qualitative variables) (Daniel 1999; Naing et al. 2006). From that, we analyzed 350 publications, were randomly selected ( $\cong 10\%$  of the total number) through the *sample* function of the *stats* package in R software. In each publication of this subset, we analyzed the title, abstract and keywords. A series of subjects were undetected and categorized

(Table 2). Since we only used search themes for titles, abstracts, and keywords from 350 randomly selected publications, we emphasized that it was only possible to demonstrate broader directions (research targets) and gaps. More accurate conclusions, possibly, can only be observed from the full reading of all articles within each subject.

**Table 1-** Socioeconomic and environmental variables obtained by country. The markings with an asterisk (\*) indicate the information that was excluded after the verification of multicollinearity with other variables ( $VIF \geq 7.0$ ). The databases used were: United Nations Food and Agriculture Organization - FAO; Institute of Statistics of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization- UNESCO- UIS; FAO's Global Water Information System- AQUASTAT; International Commission on Large Dams- ICOLD; The Red List of the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources - IUCN of endangered species; United Nations Development Program - UNDP and The World Bank.

Category	Variables / Unit of measurement	Database
Socioeconomic	Population size (n x 1000)*	FAO
	Human Development Index- HDI (0 to 1)*	UNDP
	Social Inequality Index- GINI (0 to 100)	The World Bank
	Proportion of researchers in the population (n/million)	UNESCO-UIS
	Population with access to potable water (%)	FAO
	Freshwater fish consumption (tons/year)*	AQUASAT
	Freshwater fisheries production (tons/year)	AQUASTAT
	Proportion of investment in education (%)	UNESCO-UIS
	Proportion of investment in higher education (%)	UNESCO-UIS
	Per capita income (US\$)	The World Bank
Gross Domestic Product-GDP (US\$)	The World Bank	
Environmental	Proportion of area dammed by habitant (m <sup>3</sup> /n)	FAO
	Total irrigated area (ha x 1000)	FAO
	Number of registered large dams (total)	ICOLD/AQUASAT
	Threatened freshwater fish species (total)	IUCN (RED LIST)

While most of the defined subjects are self-explanatory, some need to be clarified. Among the general approaches, works related to fish as a fishing resource were classified as "Relate to fish and fisheries". Already "Related to fish only" are approaches about the group but not related to fishing. We also quantified the works that involve both strands at the same time. In order to establish the spatial scale, we consider the following categories: local (small-scale sampling, for example, a small area of a given region), regional (sampling in different regions of a country) and international (sampling in different regions across different countries). To determine the dam size, we used the terms "large"

and "small" according to the World Commission of Dams, which operationally defines "large" dams as greater than 15 meters from the foundation, or with a reservoir capacity of more than 3 million m<sup>3</sup> (WCD 2000).

**Table 2-** Research subjects identified and grouped by titles, abstracts and keywords from 350 randomly selected publications. Directions marked with an asterisk "\*" were evaluated as mutually exclusive variables.

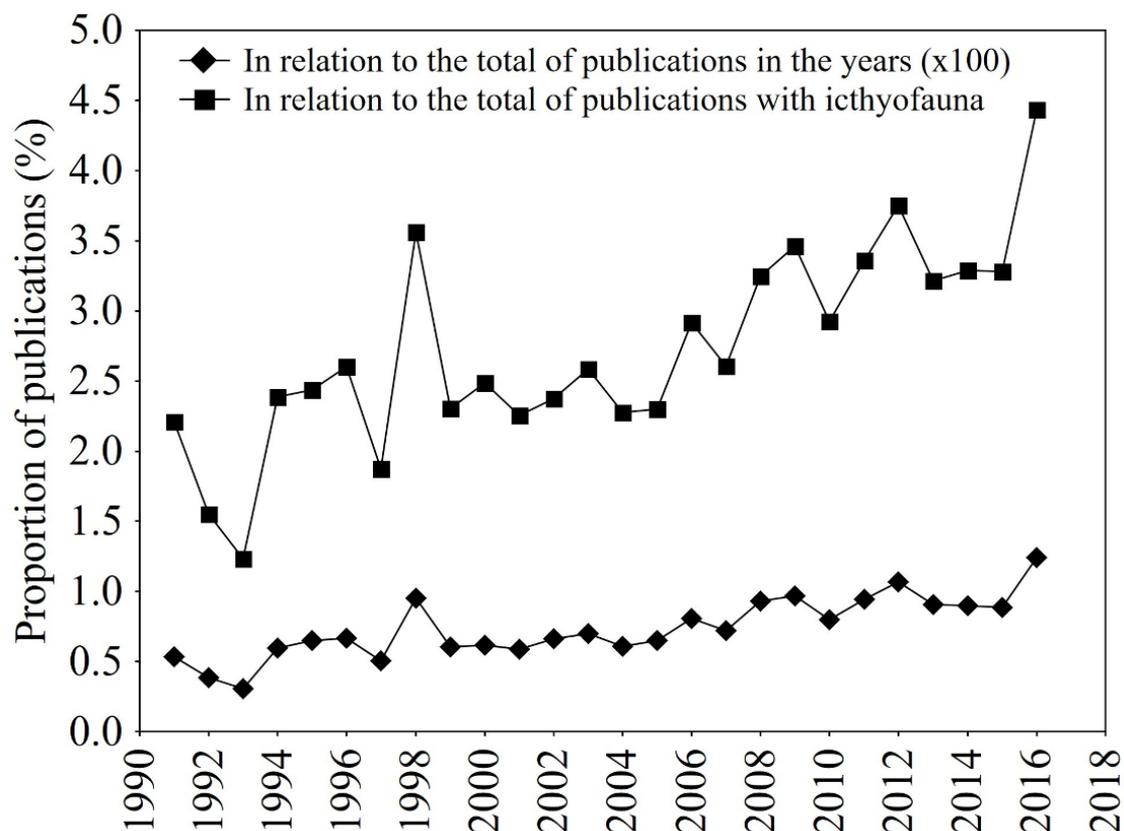
Categories	Subjects
General approach	Mitigation
	Methodological
	Related to fishing and fisherman
	Related to fish
Spatial scale	Sampling scale (local, regional, international) *
Biological characterization	Organization level (population, community, ecosystem) *
	Diversity facet (taxonomic, functional, phylogenetic, unrelated to biodiversity aspects)
Characterization and impacts of dams	Impact perception (positive, negative, neutral) *
	Size of dam (small, large, not mentioned)
	Number of dams (one, more than one) *
	Disposal of the dam when more than one (cascade, not mentioned) *

Furthermore, among the facets of biodiversity, work addressing taxonomic and phylogenetic diversity provided clear explanations of the research type (e.g., absolute species numbers, taxonomic diversity indices, terms related to phylogenetics). For studies on functional diversity, we paid attention not only to those who used recurrent words in this type of study (e.g. functional, traits, attributes), but also to those that emphasized some characteristic linked to some niche dimensions (e.g. diet, reproduction, morphology) (Winemiller et al. 2015). We emphasize that the categories and subjects are not mutually exclusive, that is, each manuscript can bring investigations that frequent different categories and subjects. Some variables were considered mutually exclusive (table 2). They subjects were quantified (absolute value and proportion) and the results of the analyzes were described in the text and through graphical representations using the software *Statistica* 12.5.

## Results

From 1991 to 2016, the annual proportion between the number of publications on the theme and the total number of articles available on the platform, despite the oscillations, increased ( $r = 0.82$ ,  $P < 0.001$ ) (Figure 1). In addition, for the same period, the annual proportion of the number of publications investigating fish under the influence

of dams concerning general works on fish also increased ( $r = 0.78$ ,  $P < 0.001$ ) (Figure 1). In both cases, the proportion of articles practically doubled in relation to the total number, when observing the first and last years of search.

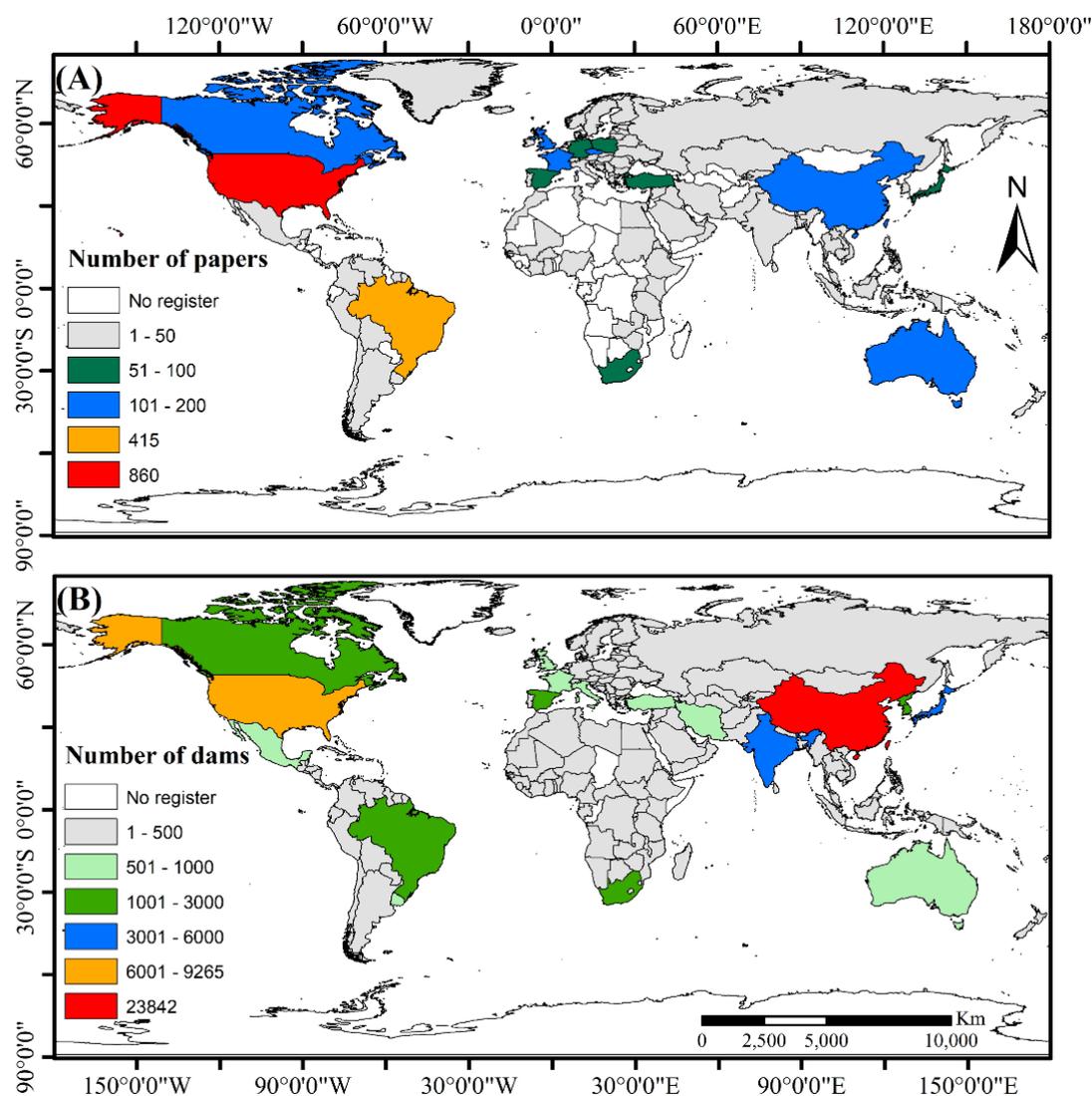


**Figure 1-** Annual proportion of publications that discuss the ichthyofauna under the influence of dams from the main collection of the Web of Science™ platform between 1991 and 2016. Relative number of these publications in proportion to (bottom line) the total number of publications, and (top line) the total number of ichthyofauna-related publications.

We found that the distribution of research among countries is unequal, as 40% of the publications were published by two countries: the United States of America (27.7%) and Brazil (12.3%). The distribution of the number of large dams installed among countries is also disproportionate; China holds 39.3% ( $n = 23,842$ ) of the dams, the United States holds 15.3% ( $n = 9,265$ ) and India has 8.2% ( $n = 5,102$ ) of a total of 60,603 dams recorded in 158 countries (Figure 2-B; Table S2).

From the stepwise regression, we found that among the socioeconomic and environmental variables, the GDP (Gross Domestic Product), the number of researchers, the number of dams and the number of threatened freshwater fish species comprised the model that best explains the variation in the number of publications ( $AIC = -15.7$ ). When

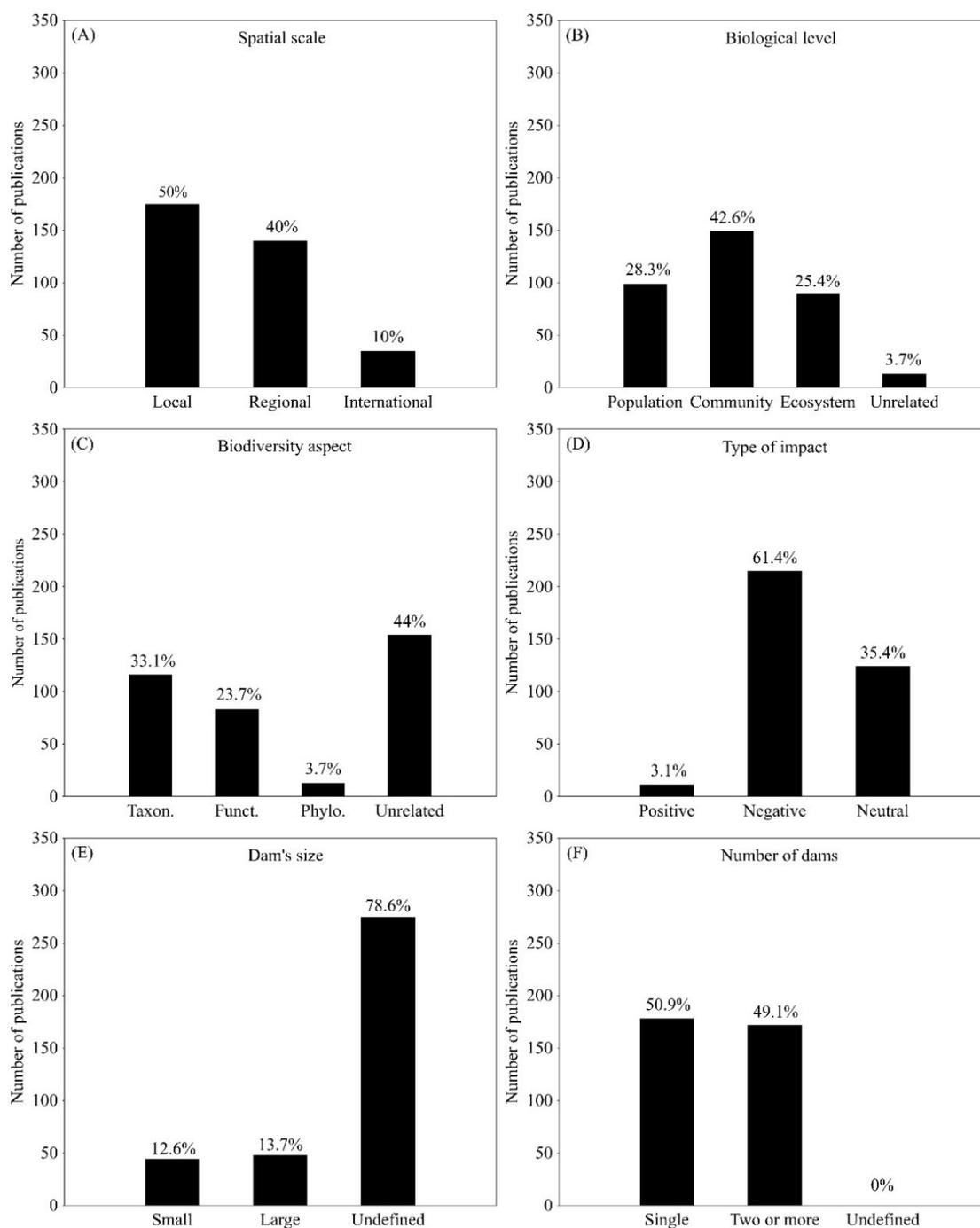
each of these predictor variables were observed individually, we confirmed that only the GDP ( $b = 0.32$ ,  $t = 2.32$ ,  $P < 0.03$ ), the proportional number of researchers ( $b = 0.32$ ,  $t = 2.78$ ,  $P < 0.01$ ) and the number of large dams ( $b = 0.32$ ,  $t = 3.85$ ,  $P < 0.001$ ) were significantly associated with the variation of scientific production between countries.



**Figure 2-** World-wide distribution of scientific publications dealing with the ichthyofauna under the influence of dams. (A) global distribution of installed large dams (B) number of records published per country.

To address our third objective, we identified that some topics more discussed than others. As for the general direction of these studies, the great majority of studies are directed exclusively to fish (Related to fish only) ( $n = 270$ , 77%), while other topics such as investigations on fishing (Report to fish and fisheries) ( $n = 30$ , 8.6%) or both directions ( $n = 50$ , 14.4%) are less frequent. We verified that 20% of the studies ( $n = 69$ ) refer to methodological approaches that researchers seek to understand and implement in order to

mediate the impacts of damming on fish diversity and/or fishing ( $n=83$ , 23,7%). Related to spatial scale, most studies were carried out on a local ( $n=175$ ) and regional scale ( $n=150$ ); only a few studies were on an international ( $n=35$ ) scale (Figure 3-A).



**Figure 3-** Distribution of research (in relation to the 350 randomly selected publications), categorized by (A) Scale of the research, (B, C) Biological characterization and (D, E, F) Characterization/impacts of the dams. The categories “Biodiversity aspect” and “Size of dam” are evaluated with variables that are not mutually exclusive. In (C), the abbreviations Taxon., Funct. and Phylo. correspond to Taxonomic, Functional and phylogenetic characterizations, respectively.

On the biological level, most publications evaluated fish communities with population and ecosystem approaches. Moreover, most of them included taxonomic characterization and/or some functional aspect of the community; however, there are not many publications with about to phylogenetic characteristics (Figure 3-C). We also found that although most studies deal with the negative impacts of dams (Figure 3-D), few specify the size of the dam (Figure 3-E). Finally, we found a similar distribution among publications that addressed several dams or investigated only one (Figure 3-F). However, only 12% of studies that address the effects of multiple dams clarify whether these dams are distributed as cascades in the water course.

## **Discussion**

Understanding how ichthyofauna are influenced by dams is a topic that has been investigated worldwide. Between 1991 and 2016, there was an increase in the number of publications about this theme in comparison to both the total number of publications available on the Web of Science Core Collection (WOS) platform and the total number of publications on ichthyology on the same database (Figure 1). In general, socioeconomic and environmental factors explain the unequal distribution of these studies across countries. In terms of the directions, most studies have investigated mainly the negative impacts of dams on fish communities, as well as possible mitigation strategies, primarily at regional and local scales, under taxonomic or functional perspectives. Our results also indicate that some aspects of this research topic are less investigated than others. These aspects include fishing activity and phylogenetic diversity. In general, our expectations for this literature analysis were confirmed. One limitation with this analysis, however, is that it was impossible to evaluate the directions within the publications related to the size and layout of the dams, since this information is neglected in the titles, abstracts and keywords.

The increase in research involving ichthyofauna under the influence of dams reinforces a tendency already identified in scientometric studies to address anthropogenic impacts on natural resources (Borges et al. 2014; Luiza-Andrade et al. 2017). The growing interest of research in this theme may be due to the recent acknowledgement of damming impacts in the fluvial ecosystem, which would form new ecosystems with different patterns of ichthyofauna distribution (Agostinho et al. 2007, 2016). The literature suggests that the scientific community is concerned with the expansion of dams and their negative impacts (Alves & Minte-Vera 2013; Winemiller et al. 2016; Pelicice et al. 2017).

This concern is also evident an increase in the number of studies addressing mitigation strategies (Lira et al. 2017) or public policies (Azevedo-Santos et al. 2017).

In recent decades, there has been substantial expansion in the construction of dams around the world (Nilsson et al. 2005; Winemiller et al. 2016), which may explain the growing interest in their impacts on the natural environment. In Brazil, for example, national policy has allowed for the expansion of hydroelectric dams, which has sparked much discussion about their long term sustainability and environmental impacts (Lima-Junior et al. 2015; Pelicice et al. 2017). Such discussions have played an important role in challenging the idea that hydropower represents a source of clean and sustainable energy, as it also generates negative impacts and is detrimental to the natural ecosystem. These combined factors should contribute to a proportional increase in publications about this theme.

Despite this general increase in the number of publications, we found that the distribution of studies is unequal among countries, and this is not a random anomaly. Indeed, scientific development (Holmgren & Schnitzer 2004) and others factors unique to each country may determine the scientific production (Ferris et al. 2016, Fernandes et al. 2017). In this case, socioeconomic and environmental aspects were positively related to the number of publications, such as GPD, number of researchers and the number of large dams. In fact, developed countries (e.g. USA, Canada, France) have higher GDP values and consequently higher education and scientific development, with greater research activity than developing and emerging countries (Nabout et al. 2010; Pan et al. 2012; Huang, 2015). This pattern is maintained in research involving natural resources (Marcionilio et al. 2015; Parreira et al. 2017; Waldron et al. 2017). However, Brazil and China, two emerging countries, are also among the countries that publish the most studies about the ichthyofauna under the influence of dams. Basic population requirements, together with the public policies that favor the use of hydroelectricity as the main energy source, resulted in the continuous expansion of dams in both countries (Less et al. 2016; Tilt et al. 2016; Winemiller et al. 2016). These changes should partially explain the high number of publications on that topic in these countries. In addition to these factors, there are a number of collaborative research groups, including international collaborations, such as between Brazil and USA (Nogueira et al. 2010; Winemiller et al. 2016; Vitule et al. 2017). Chinese scientific production, in turn, is relevant here for several aspects, due to the high economic potential and the policies of scientific collaboration in the country

(Marcionilio et al. 2015; Zhang et al. 2016). Thus, a high proportion of researchers, together with the expansion of anthropogenic activities (e.g. installation of dams), boost the scientific production of each country on the theme.

In general, these studies focused on the negative impacts of dams on taxonomic diversity, functional aspects of fish communities, or the respective attempts at creating mitigation strategies. The impact of dam insertion on fish communities has received attention since the 1970s (Baxter 1977; Agostinho et al. 1992, 2016). The most common approach to addressing this impact involves reporting changes in the ichthyofauna taxonomic diversity. However, the functional characteristics of fish are important to understand with about the structure of ecosystems and their subsequent responses to environmental disturbances (Henriques et al. 2017; Leitão et al. 2018). This aspect is the reason why the number of studies reporting on these topics has increased recently (Toussaint 2016; Vitule et al. 2016; Dos Santos et al. 2017). At the same time, the interest in mitigating the impacts of dam construction is common in the literature, with traditional management techniques reported such as fish passage and storage (Lira et al. 2017; Wilkes et al. 2018). These studies infer that mitigation is a complex subject that requires multiple approaches at different spatial scales (Agostinho et al. 2016; Wilkes et al. 2018). Many studies suggest that traditional techniques need to be reconsidered or even replaced by more systemic actions, which include the strategic removal of dams or the preservation of tributaries, lotic stretches, and the flow regime (e.g. Pelicice et al. 2015; Kemp, 2016; Lira et al. 2017; Mckay et al. 2017; Pelicice et al. 2017; Silva et al. 2018).

Among the gaps in the research, we highlight here that few studies focus on the potential cumulative impacts of dams, especially in larger spatial scales. There are minimal studies that address the effect of dams on fishing activities and on phylogenetic diversity; considering that fishing is one of the ecosystem services most affected by dams (Hoeinghaus et al. 2009), it is surprising that this trend has not been often addressed. The lack of broader studies, i.e., the impact of dams at international or global scales is an established concern, but studies are still limited to approaches on local scales (Rosenberg 2000). As the number of studies involving international collaboration is increasing (e.g. Nabout et al. 2015; Parreira et al. 2017), there will likely be an increase in global or multicontinental studies.

Moreover, we emphasize the importance of evaluating the socioeconomic impacts of dams (Hallwass et al. 2013; Kirchherr et al. 2016), as fish play an important

role in our economy, culture and society (Hoeinghaus et al. 2009; Islam and Berkes 2016; Haizenreder Ertzogue et al. 2017). The construction of dams can cause a population decline of many species (e.g. rheophilic and migratory fish), including commercially important fish species and species widely used for subsistence (Dugan et al. 2010; Alves & Minte-Vera 2013; Sabo et al. 2017). We also emphasize the need for an approach that considers the phylogenetic diversity of ichthyofauna, since information on genetic lineage and convergent evolution are fundamental for understanding the structure and function of their community (Cianciaruso et al. 2009; Winter et al. 2013; Fonseca et al. 2017). Overall, we highlight that there are still substantial gaps in studies on the impact of dams, which should be addressed more thoroughly in future studies.

Finally, we verified that some important information is neglected in the main topics of publications (titles, abstracts and keywords), including the size of dams and the presence of cascaded dams in the hydrographic region of interest. The omission of information has hindered synthesis studies, thus hampering the advance in knowledge about these topics (Gerstner et al. 2017). In this case, we can perceive the discrepancy between the number of studies related to large dams in comparison to small dams (Rosenberg, 2000; Alexandre & Almeida 2010; Couto & Olden 2018). Considering that this information is provided extensively elsewhere in the article body, it is important to mention it in these search topics. Furthermore, most recent publications were carried out in areas on the influence of large dams (Agostinho et al. 2007, 2008, 2016). However, small dams in streams, for example, have similar impacts in the structure and function of fish communities (Sherr & Steel 2006; Alexandre & Almeida 2010). The ichthyofauna of these ecosystems therefore deserve attention, as many of the species found in these environments are restricted and may be important bioindicators of anthropogenically-sourced degradation (Teresa & Casatti 2017). In addition, researchers should also pay attention to the cumulative effects of dams on the structure and function of fish communities and the consequent socio-environmental changes that can be intensified if multiple dams are installed in the same hydrographic region (Barbosa et al. 1999 Dos Santos et al 2017; Couto & Olden 2018).

### *Limitations*

The present study used a scientometric review to generate a synthesis of worldwide scientific, with a broader and more superficial scope of research addressing the relationship between dams and fishes. We emphasize that the search was limited to

the Web of Science database, widely recognized for hosting the world's leading scientific journals on various subjects. Also, because we evaluated many variables (subjects), it was only possible to observe the main topics of the articles (titles, abstracts, and keywords) and we didn't read the full publications. We have found that some information is neglected in these parts, including the size of dams and the presence of cascaded dams in the hydrographic region of interest. The omission of information has hindered synthesis studies, thus hampering the advance in knowledge about the topics covered (Gerstner et al. 2017).

Moreover, from the topics we can only have a broader view of the directions and gaps within our approach, thus, it is not possible to observe details and specific information of the categories addressed (e.g., spatial scale, biological characterization, and characterization and impacts the dams). Therefore, despite a representative sample, we recommend caution in interpreting the results about directions and gaps on the topic. Future research that includes other databases (including regional) and seeking less information and more specific information, enabling the full reading of articles, may contribute to a complete understanding of each subject within this theme.

## **Conclusions**

The great research effort on the topic has increased in the last several decades due to both socioeconomic and environmental factors intrinsic to each country. These factors include the expansion of dams (generally related to higher hydric availability, energy matrix, more permissive environmental law), especially large hydropower dams. This study shows that research has focused on similar topics and indicated broadly important gaps in research (e.g., effects on fishing activity and the phylogenetic diversity of ichthyofauna). We highlight here that the anthropogenic impact of dams on fish communities has attracted the attention of researchers and that investigations have challenges in understanding the causes, consequences and severity of these man-made changes in the structure and functioning of fish communities, as well as these changes will affect aquatic ecosystems in general (including those riverside systems). We therefore, even though we have taken a broader approach, recommend that the scientific community engage to minimize these gaps in future studies

## References

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, N. C. Santos, J. C. Ortega & F. M. Pelicice, 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* 173: 26-36.
- Agostinho, A. A., H. F. Júlio Jr. & J. R. Orghetti, 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista Unimar*: 14(ssuppl).
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice & L. C. Gomes, 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1119-1132.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. UEM: 501p.
- Alcamo, J., P. Döll, T. Henrichs, F. Kaspar, B. Lehner, T. Rösch & S. Siebert, 2003. Global estimates of water withdrawals and availability under current and future “business-as-usual” conditions. *Hydrological Sciences Journal* 48: 339-348.
- Alexandre, C. M. & P. R. Almeida, 2010. The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. *River Research and Applications* 26: 977-994.
- Alves, D. C. & C. V. Minte-Vera, 2013. Scientometric analysis of freshwater fisheries in Brazil: repeating past errors?. *Reviews in fish biology and fisheries* 23(1): 113-126.
- AQUASTAT- FAO's Global Water Information System, 2017. Available in: <<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/dams/index.stm>>. Accessed in: April/2017.
- Azevedo-Santos, V. M. et al., 2017. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation* 26: 1745-1752.
- Barbosa, F. A. R., J. Padisák, E. L. G. Espindola, G. Borics & O. Rocha, 1999. The cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the River Tiete ^ basin, São Paulo State, Brazil. In Tundisi, J. G. & M. Straskaba (eds), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos.
- Baxter, R. M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8: 255-283.
- Becker, R. A., J. M. Chambers & A. R. Wilks, 1988. *The new S language*. Pacific Grove, Ca.: Wadsworth & Brooks.
- Borcard, D., F. Gillet, P. Legendre, 2018. *Numerical ecology with R*. Springer.
- Borges, P. P., K. A. F. de Andrade Oliveira, K. B. Machado, Ú. L. Vaz, H. F. da Cunha & J. C. Nabout, 2014. Trends and gaps of the scientific literature on the Cerrado biome: A scientometric analysis. *Neotropical Biology and Conservation* 10: 2-8.
- Burchsted, D. & M. D. Daniels, 2014. Classification of the alterations of beaver dams to headwater streams in northeastern Connecticut, USA. *Geomorphology* 205:36-50.
- Chambers, J. M., 1992. *Linear models*, eds. JM Chambers and TJ Hastie, Wadsworth & Brooks/Cole.
- Chen, Y., K. Börner & S. Fang, 2013. Evolving collaboration networks in Scientometrics in 1978–2010: a micro–macro analysis. *Scientometrics*, 95: 1051-1070.

- Cienciaruso, M. V., I. A. Silva, M. A. Batalha, 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9: 93-103.
- Cooper, A. R., D. M. Infante, K. E. Wehrly, L. Wang & T. O. Brenden, 2016. Identifying indicators and quantifying large-scale effects of dams on fishes. *Ecological Indicators* 61: 646-657.
- Costanza, R. et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Costanza, R et al., 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?. *Ecosystem Services* 28:1-16.
- Couto, T. B. & J. D. Olden, 2018. Global proliferation of small hydropower plants—science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16: 91-100.
- Daniel, W.W., 1999. *Biostatistics: A Foundation for Analysis in the Health Sciences*. 7<sup>th</sup> edition. New York: John Wiley & Sons.
- Derksen, S & H. J. Keselman, 1992. Backward, forward and stepwise automated subset selection algorithms: Frequency of obtaining authentic and noise variables. *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology* 45: 265-282.
- Dos Santos, N. C. L. et al., 2017. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia* 1-9.
- Dudgeon, D. et al., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews* 81: 163-182.
- Dugan, P. J. et al., 2010. Fish migration, dams, and loss of ecosystem services in the Mekong basin. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 39: 344-348.
- FAO- United Nations Organization for Agriculture and Food, 2017. Available in: <<http://www.fao.org/faostat/en/#home>>. Accessed in: April/2017.
- Fearnside, P. M., 2016. Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Implications for the aluminum industry. *World Development* 77: 48-65.
- Fernandes, G. W. et al., 2017. Dismantling Brazil's science threatens global biodiversity heritage. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15: 239-243.
- Ferris, G.R., P. L. Perrewé, S. R. Daniels, D. Lawong & J. J. Holmes, 2017. Social Influence and Politics in Organizational Research: What We Know and What We Need to Know. *Journal of Leadership & Organizational Studies* 24: 5-19.
- Fonseca, F. S. D., R. D. Domingues, E. M. Hallerman & A. W. Hilsdorf, 2017. Genetic diversity of an imperiled Neotropical catfish and recommendations for its restoration. *Frontiers in Genetics* 8: 196.
- Freedman, J. A., B. D. Lorson, R. B. Taylor, R. F. Carline & J. R. Stauffer Jr., 2014. River of the dammed: longitudinal changes in fish assemblages in response to dams. *Hydrobiologia* 727: 19-33.
- Fung, Z., T. Pomun, K. J. Charles & J. Kirchherr, 2018. Mapping the social impacts of small dams: The case of Thailand's Ing River basin. *Ambio*:1-12.
- Garfield, E., 2009. From the science of science to Scientometrics visualizing the history of science with HistCite software. *Journal of Informetrics* 3: 173-179.

- Gerstner, K. et al., 2017. Will your paper be used in a meta-analysis? Make the reach of your research broader and longer lasting. *Methods in Ecology and Evolution* 8: 777-784.
- Gordon, T. A. C. et al., 2018. Fishes in a changing world: learning from the past to promote sustainability of fish populations. *Journal of fish biology* 92: 804-827.
- Haizenreder, E. M., F. D. T. A. Milhomem & E. E. Marques, 2017. “É a morte do rio Tocantins, eu sinto isso”: Desterritorialização e perdas simbólicas em comunidades tradicionais atingidas pela hidrelétrica de estreito, TO. *Sociedade & Natureza* 29(1).
- Hallwass, G., P. F. Lopes, A. A. Juras & R. A. Silvano, 2013. Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. *Ecological Applications* 23:392-407.
- Helfman, G., B. B. Collette, D. E. Facey & B. W. Bowen BW, 2009. The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology. John Wiley & Sons. 736 p.
- Henriques, S. et al., 2017. Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. *Fish and Fisheries* 18: 752-771.
- Hoeinghaus, D. J. et al., 2009. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology* 23: 1222-1231.
- Holmgren, M. & S. A. Schnitzer, 2004. Science on the rise in developing countries. *PLoS biology* 2: e1.
- Holmlund, C. M., M. Hammer, 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological economics* 29: 253-268.
- Huang, D. W., 2015. Temporal evolution of multi-author papers in basic sciences from 1960 to 2010. *Scientometrics* 105: 2137-2147.
- ICOLD- International Commission on Large Dams, 2017. Available in: <[http://www.icold-cigb.net/article/GB/world\\_register/general\\_synthesis/number-of-dams-by-country-members](http://www.icold-cigb.net/article/GB/world_register/general_synthesis/number-of-dams-by-country-members)>. Accessed in: April/2017.
- Islam, D. & F. Berkes, 2016. Indigenous peoples' fisheries and food security: a case from northern Canada. *Food Security* 8: 815-826.
- IUCN- The International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 2017. *Red List of Threatened Species*. Available in: <http://www.iucnredlist.org/search/link/5901429e-0c3be3d0>>. Accessed in: April/2017.
- Kemp, P. S., 2016. Meta-analyses, Metrics and Motivation: Mixed Messages in the Fish Passage Debate. *River Research and Applications* 32: 2116-2124.
- Kirchherr, J. & H. Pohlner, K. J. Charles, 2016. Cleaning up the big muddy: A meta-synthesis of the research on the social impact of dams. *Environmental Impact Assessment Review* 60: 115-125.
- Lees, A. C., C. A. Peres, P. M. Fearnside, M. Schneider & J. A. Zuanon, 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and conservation* 25: 451-466.
- Leitão, R. P., 2018. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography* 41: 219-232.

- Lévêque, C., T. Oberdorff, D. Paugy, M. L. J. Stiassny & P. A. Tedesco, 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 545–567
- Li, K., J. Rollins & E. Yan, 2018. Web of Science use in published research and review papers 1997–2017: a selective, dynamic, cross-domain, content-based analysis. *Scientometrics* 115: 1-20.
- Lima-Junior, D. P., A. L. B. Magalhães & J. R. S. Vitule, 2015. Dams, politics and drought threat: the march of folly in Brazilian freshwaters ecosystems. *Natureza & Conservação* 13: 196-198.
- Lira, N. A., P. S. Pompeu, C. S. Agostinho, A. A. Agostinho, M. S. Arcifa & F. M. Pelicice FM, 2017. Fish passages in South America: an overview of studied facilities and research effort. *Neotropical Ichthyology* 15.
- Luiza-Andrade, A., L. F. de Assis Montag & L. Juen, 2017. Functional diversity in studies of aquatic macroinvertebrates community. *Scientometrics* 111: 1643-1656.
- Marcionilio, S. M. et al., 2015. The state of global scientific literature on chlorophyll-A. *Bioscience Journal* 31: 941-950.
- McKay, S. K., A. R. Cooper, M. W. Diebel, D. Elkins, G. Oldford, C. Roghair & D. Wieferrich, 2017. Informing watershed connectivity barrier prioritization decisions: a synthesis. *River Research and Applications* 33: 847-862.
- Nabout, J. C. et al., 2015. Publish (in a group) or perish (alone): the trend from single-to multi-authorship in biological papers. *Scientometrics* 102: 357-364.
- Nabout, J. C., L. M. Bini, J. A. Diniz-Filho, 2010. Global literature of fiddler crabs, genus *Uca* (Decapoda, Ocypodidae): trends and future directions. *Iheringia. Série Zoologia* 100: 463-468.
- Naing, L., T. Winn & B. N. Rusli, 2006. Practical issues in calculating the sample size for prevalence studies. *Archives of orofacial Sciences*, 1, 9-14.
- Nelson, J. S., T. C. Grande & M. V. Wilson, 2016. *Fishes of the World*. John Wiley & Sons. 752 p.
- Nilsson, C., C. A. Reidy, M. Dynesius & C. Revenga, 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308: 405-408.
- Nogueira, C. et al., 2010. Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. *PloS one* 5: e11390.
- Pan, R. K., K. Kaski & S. Fortunato, 2012. World citation and collaboration networks: uncovering the role of geography in science. *Scientific reports* 2: 902.
- Parreira, M. R., K. B. Machado, R. Logares, J. A. F. Diniz-Filho, J. C. Nabout, 2017. The roles of geographic distance and socioeconomic factors on international collaboration among ecologists. *Scientometrics*: 1-12.
- Pelicice, F. M. et al., 2017. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fish*. 00:1–15.
- Pelicice, FM, P. S. Pompeu & A. A. Agostinho, 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* 16: 697-715.
- QGIS Development Team, 2012. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

- R development core team, 2018. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available in: <<http://www.R-project.org>>.
- Rosenberg, D. M., P. McCully & C. M. Pringle, 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience* 50: 746-751.
- Sabo, J. L. et al., 2017. Designing river flows to improve food security futures in the Lower Mekong Basin. *Science* 358: 1-11.
- Sheer, M. B. & E. A. Steel, 2006. Lost watersheds: barriers, aquatic habitat connectivity, and salmon persistence in the Willamette and Lower Columbia River basins. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 1654-1669.
- Silva, A.T. et al., 2018. The future of fish passage science, engineering, and practice. *Fish and Fisheries* 19: 340-362.
- Stanford, J.A., J. V. Ward, 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 303-310.
- Stocks, G., L. Seales, F. Paniagua, E. Maehr & E. M. Bruna, 2008. The geographical and institutional distribution of ecological research in the tropics. *Biotropica*, 40(4), 397–404.
- Strehl, L. & C. A. Dos Santos, 2002. Indicadores de qualidade da atividade científica. *Ciência Hoje*: 34-39.
- Teresa, F. B. & L. Casatti, 2017. Trait-based metrics as bioindicators: Responses of stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. *Ecological Indicators* 75: 249-258.
- The World Bank, 2017. Available in: <<https://data.worldbank.org/>>. Accessed in April/2017.
- Tilt, B. & D. Gerkey, 2016. Dams and population displacement on China's Upper Mekong River: Implications for social capital and social-ecological resilience. *Global Environmental Change* 36: 153-162.
- Toussaint, A., N. Charpin, S. Brosse & S. Villéger, 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports*: 6.
- UNDP- United Nations Development Programme, 2017. Available in: <<http://hdr.undp.org/en/data#>>. Accessed in: April/2017.
- UNESCO/UIS - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization/ UNESCO Institute for Statistics, 2017. Available in: <<http://uis.unesco.org/>>. Accessed in: April/2017.
- Vitule, J. R. et al., 2016. We need better understanding about functional diversity and vulnerability of tropical freshwater fishes. *Biodiversity and Conservation*: 1-6.
- Waldron, A. et al., 2017. Reductions in global biodiversity loss predicted from conservation spending. *Nature* 551: 364
- WCD- World Commission on Dams, 2000. Dams and Development: A New Framework for Decision-making: the Report of the World Commission on Dams. Earthscan 365p.
- Wilkes, M et al., 2018. Not just a migration problem: Metapopulations, habitat shifts and gene flow are also important for fishway science and management. *River Research and Applications* 34: 283-393

- Winemiller, K. O. et al., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351: 128-129.
- Winemiller, K. O., D. B. Fitzgerald, L. M. Bower & E. R. Pianka, ER, 2015. Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology letters* 18(8): 737-751.
- Winter, M., V. Devictor & O. Schweiger, 2013. Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we?. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 199-204.
- Zarfl, C., A. E. Lumsdon, J. Berlekamp, L. Tydecks & K. Tockner, 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences* 77: 161-170.
- Zhang, Y., K. Chen, G. Zhu, R. C. Yam & J. Guan, 2016. Inter-organizational scientific collaborations and policy effects: an ego-network evolutionary perspective of the Chinese Academy of Sciences. *Scientometrics* 108: 1383-1415.
- Ziv, G. et al., 2012. Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the Mekong River Basin. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 5609-5614.
- Zuur, A., E. N. Ieno & G. M. Smith, 2007. *Analyzing ecological data*. Springer Science & Business Media. 672p.

### (Supplementary Methods and Results)

#### Contents:

Selection of socioeconomic and environmental variables related to the public policies of each country. It also contains the distribution of publications registered per year.

**Table S1-** Number of publications-NA and Socioeconomic and Environmental Variables measured for each country.

**Table S2-** Number of dams registered in each country. Information obtained from FAO-AQUASTAT and International Commission on Large Dams-ICOLD.

**Table S3-** Number of publications made available per year for research involving fish and dams, total research available on the platform and research involving ichthyofauna in general. Information obtained from Web of Science Core Collection (WoS).

**Table S1-** Number of publications-NP and Socioeconomic and Environmental Variables measured for each country. *Socioeconomic*: Population Size- PS (n x 1000); Human Development Index- HDI (0 a 1); Social Inequality Index- GINI (0 a 100); Proportion of Researchers in the Population- PRP (n/million); Population with Access to Potable Water- APW (%); Freshwater Fish Consumption- FFC (tonnes/year); Freshwater Fisheries Production- FFP (tonnes/year); Proportion of Investment in Education- PIE (%); Proportion of Investment in Higher Education- PIHE (%); Per capita income- PCI (US\$); Gross Domestic Product-GDP (US\$). *Environmental*: Proportion of Area Dammed by Habitant- PADH (m<sup>3</sup>/n); Total Irrigated Area- TIA (ha x1000); Number of Registered Large Dams- NRD (total); Threatened Freshwater Fish Species- TFFS (total).

Countries	Socioeconomic											
	NP	PS	HDI	GINI	PRP	APW	FFC	FFP	PIE	PIHE	PCI	GDP
Argentina	33	43417.0	0.77	47.71	904.8	99.1	10631.0	21082.3	20.0	15.8	8254	326454996493.8
Australia	142	23969.0	0.91	34.49	3882.1	100.0	36252.3	22901.4	25.9	13.7	36956	786773125292.2
Austria	28	8545.0	0.85	30.25	3889.2	100.0	19937.2	3136.4	25.2	10.5	37577	310218002889.7
Belgium	31	11299.0	0.87	28.95	3293.0	100.0	53189.6	1137.0	21.4	10.9	35409	377487019071.9
Bolivia	3	10725.0	0.61	53.28	110.6	90.0	5929.0	5820.4	26.8	19.8	1538	14617763205.5
Brazil	475	207848.0	0.69	56.70	553.3	98.1	412340.6	407364.2	19.1	12.7	6758	1285127237445.9
Bulgaria	10	7150.0	0.74	31.97	1446.4	99.4	7852.5	6451.7	17.4	10.8	4244	31953109520.4
BurkinaFaso	1	18106.0	0.37	43.26	47.5	82.3	8956.0	10162.5	15.3	17.2	419	6089586306.0
Canada	217	35940.0	0.88	32.88	4020.5	99.8	104486.4	171659.6	33.1	12.8	34785	1145836092514.7
Chile	17	17948.0	0.78	54.01	351.4	99.0	7327.8	399674.0	17.8	16.7	8729	143946425756.8
Colombia	12	48229.0	0.66	55.34	136.8	91.4	72778.9	67027.7	18.5	14.9	4209	186673659348.4
Cyprus	1	1165.0	0.81	31.65	608.7	100.0	1801.3	115.9	16.0	15.7	22670	17453349285.2
Czech Republic	142	10543.0	0.83	26.48	2167.3	100.0	22741.1	24127.8	20.5	9.4	12961	134585801746.1
Egypt	12	91508.0	0.62	30.80	531.9	99.4	508567.3	529922.3	39.6	12.3	1812	146421823153.8
Ethiopia	4.0	99391.0	0.37	34.38	32.1	57.3	11405.2	12372.5	32.7	21.3	253.9	21370164023.3
Finland	20	5503.0	0.85	27.75	7177.5	100.0	58973.6	67656.0	30.5	12.2	36859	195115640727.9
France	170	64395.0	0.85	32.07	3372.8	100.0	214378.9	54730.8	19.4	10.4	33283	2109643472864.3

Continuation...

Countries	Socioeconomic											
	NP	PS	HDI	GINI	PRP	APW	FFC	FFP	PIE	PIHE	PCI	GDP
Germany	118	80689.0	0.87	31.54	3551.7	100.0	229871.1	56453.8	25.1	10.0	35289	2884372204395.0
Ghana	6	27410.0	0.51	40.43	28.0	88.7	83925.3	84614.0	20.7	23.3	815.3	19180207560.9
Greece	16	10955.0	0.82	34.89	1849.8	100.0	17499.3	6650.1	29.7	7.0	19618	214534624099.0
India	55	1311051.0	0.52	35.15	134.0	94.1	3016438.8	3078284.9	26.0	13.5	835.2	992984092872.2
Indonesia	7	257564.0	0.61	39.47	167.1	87.4	1137257.4	1295805.2	19.9	13.8	1814	428787303453.9
Iran	20	79109.0	0.68	41.40	720.5	96.2	173959.6	180417.1	20.5	20.1	3702	269027396470.6
Ireland	1	4688.0	0.86	32.56	2724.5	97.9	7836.5	17383.2	23.9	12.7	41053	175481909716.0
Italy	32	59798.0	0.84	34.17	1468.7	100.0	119471.4	50657.8	17.5	9.1	29117	1701060107560.2
Japan	75	126573.0	0.86	32.11	5179.4	100.0	707694.5	345213.1	16.5	10.1	38349	4876582631566.0
Kenya	7	46050.0	0.49	49.03	143.6	63.2	134220.5	165133.7	15.9	21.1	699.5	27286338126.7
Kyrgyzstan	1	1970.0	0.61	33.01	1586.8	99.3	4672.8	1953.1	16.4	14.2	649	3475865887.3
Malaysia	10	30331.0	0.73	47.28	859.6	98.2	92163.3	90899.3	29.6	19.6	6486	172527976749.6
Mali	3	17600.0	0.33	40.57	33.9	77.0	89950.7	95029.8	18.5	17.0	502	6998580647.8
Mexico	37	127017.0	0.71	49.36	291.1	96.1	134314.0	125553.8	18.2	19.6	7553	838893521532.6
Netherlands	43	16925.0	0.88	29.43	3119.2	100.0	19377.6	7603.0	28.6	11.0	39446	644309631601.4
NewZealand	14	4529.0	0.87	36.20	3136.9	100.0	5881.9	8616.8	26.2	17.5	26129	109636122506.3
Norway	40	5211.0	0.91	27.80	4967.5	100.0	32651.2	584957.4	27.8	16.0	63812	304624719866.5
Oman	2	100699.0	0.77	32.00	97.5	91.8	485486.7	496915.8	13.6	14.5	13022	38449172243.5
People of China	202	1407306.0	0.62	42.50	83.0	95.5	285455.4	7519758.4	86.0	17.0	2884	3844118738066.9
Poland	77	38612.0	0.79	33.03	1584.4	98.3	73894.6	54924.5	19.2	12.0	8406	320855777458.9
Portugal	58	10350.0	0.79	36.88	2565.2	100.0	12084.8	1248.3	18.3	11.1	17210	179244843168.5
Romania	13	19511.0	0.74	31.04	991.6	100.0	24474.9	19735.3	23.8	10.4	5152	106513357967.9
Russia	55	143457.0	0.75	40.78	3294.8	96.9	603299.5	561668.3	19.4	10.9	6717	968682803577.2

Continuation...

Countries	Socioeconomic											
	NP	PS	HDI	GINI	PRP	APW	FFC	FFP	PIE	PIHE	PCI	GDP
Serbia	14	8851.0	0.73	30.59	1235.0	99.2	10852.7	5002.3	28.0	10.3	4035	29623838671.4
SouthAfrica	76	54490.0	0.63	61.50	353.1	93.2	4271.6	2382.2	14.9	19.3	4923	240069729799.0
Spain	70	46122.0	0.83	34.49	2276.6	100.0	112714.5	30776.8	21.2	10.5	23421	1033922368267.8
SriLanka	27	20715.0	0.70	37.44	124.3	95.6	33677.9	34718.3	16.7	10.4	1750	34813709554.0
Sweden	35	9779.0	0.88	26.89	5434.8	100.0	43742.6	10864.8	26.4	12.0	42162	388225336892.6
Switzerland	26	8299.0	0.89	32.93	3600.3	100.0	30852.6	3138.4	23.7	15.9	58743	447172025259.1
Turkey	73	78666.0	0.67	40.31	636.9	100.0	75625.2	84910.4	32.0	9.0	7101	499664212690.3
United Kingdom	140	64716.0	0.87	34.63	3606.3	100.0	155370.6	130722.5	20.0	12.5	35520	91465843644.8
Ukraine	9	44824.0	0.70	28.29	1304.5	96.2	59318.9	48295.1	25.0	13.0	1967	2174818459533.7
Uruguay	5	3432.0	0.75	44.44	426.9	99.7	997.5	1268.8	24.0	9.3	8725	29255486447.7
USA	1074	321774.0	0.89	40.49	3682.6	99.2	948358.6	660363.0	25.0	14.0	42122	12519292227272.7
Venezuela	2	31108.0	0.70	48.67	134.9	93.1	40526.0	39684.1	36.0	16.0	6703	183546163930.7
Vietnam	5	93448.0	0.59	37.79	113.9	97.6	666473.0	1006356.0	16.0	8.0	907.2	77634582998.9
Zambia	5	16212.0	0.47	52.15	48.6	65.4	72918.2	74337.9	23.0	50.0	885.5	11785569945.0
Zimbabwe	15	15603.0	0.45	43.15	89.6	76.9	17679.3	16491.8	18.0	24.0	640.5	8557863122.7

*Continuation...*

Environmental					Environmental				
Countries	PADH	TIA	NRD	TFFS	Countries	PADH	TIA	NRD	TFFS
Argentina	3031.0	2300.0	114	33.0	Ireland	185.4	1.1	16	34.0
Australia	3245.0	2378.0	570	195.0	Italy	147.9	2666.0	542	97.0
Austria	249.0	43.4	171	74.0	Japan	231.8	2957.0	3113	157.0
Belgium	12.8	5.7	15	51.0	Kenya	538.3	140.2	36	226.0
Bolivia	55.5	284.2	279	119.0	Kyrgyzstan	511.2	0.6	14	48.0
Brazil	3370.0	5329.0	1411	192.0	Malaysia	740.2	477.6	51	316.0
Bulgaria	911.6	72.6	181	109.0	Mali	783.5	209.6	112	126.0
Burkina Faso	294.8	37.7	146	113.0	Mexico	1229.0	5967.0	571	298.0
Canada	23414.0	770.1	1170	178.0	Netherlands	545.6	202.3	12	59.0
Chile	804.5	1094.0	96	39.0	NewZealand	3729.0	509.0	96	43.0
Colombia	233.9	524.0	62	466.0	Norway	6386.0	55.0	335	54.0
Cyprus	335.7	31.3	57	19.0	Oman	70.5	2696.0	29	176.0
Czech Republic	302.0	19.9	118	62.0	China	589.6	128.2	23842	644.0
Egypt	1838.0	6333.0	17	96.0	Poland	76.6	72.1	69	77.0
Ethiopia	316.7	410.6	19	130.0	Portugal	1124.0	421.5	217	51.0
Finland	3380.0	15.0	56	50.0	Romania	566.9	173.4	246	111.0
France	155.0	1512.0	712	94.0	Russia	5587.0	938.9	69	220.0
Germany	49.7	234.6	371	94.0	Serbia	256.5	34.2	63	90.0
Ghana	5418.0	60.5	31	185.0	South Africa	569.3	1665.0	1114	159.0
Greece	1125.0	1280.0	164	130.0	Spain	1167.0	3093.0	1063	87.0
India	189.9	92575.0	5102	696.0	SriLanka	321.6	744.0	88	140.0
Indonesia	89.4	13388.0	242	417.0	Sweden	3677.0	54.2	190	59.0
Iran	407.5	8593.0	802	118.0	Switzerland	402.8	36.2	167	79.0

Continuation...

<b>Countries</b>	<b>Environmental</b>				<b>Countries</b>	<b>Environmental</b>			
	<b>PADH</b>	<b>TIA</b>	<b>NRD</b>	<b>TFFS</b>		<b>PADH</b>	<b>TIA</b>	<b>NRD</b>	<b>TFFS</b>
Turkey	2000.0	4206.0	972	292.0	Venezuela	5066.0	978.8	103	94.0
United Kingdom	81.5	138.2	596	65.0	Vietnam	310.4	8728.0	46	602.0
Ukraine	1225.0	731.4	38	128.0	Zambia	6236.0	55.4	12	369.0
Uruguay	4997.0	262.8	878	21.0	Zimbabwe	6405.0	202.4	254	125.0
USA	2287.0	23275.0	9265	884.0					

**Table S2-** Number of dams registered in each country. Information obtained from FAO-AQUASTAT and International Commission on Large Dams-ICOLD.

<b>Countries</b>	<b>Number of Dams</b>	<b>Countries</b>	<b>Number of Dams</b>
Afghanistan	18	Eritrea	3
Albania	307	Estonia	1
Algeria	154	Ethiopia	19
Angola	24	Fiji	3
Antigua and Barbuda	18	Finland	56
Argentina	114	France	712
Armenia	37	French Guiana	1
Australia	570	Gabon	2
Austria	171	Gambia	1
Azerbaijan	62	Georgia	43
Bangladesh	1	Germany	371
Belarus	15	Ghana	31
Belgium	15	Greece	164
Belize	4	Grenada	4
Benin	7	Guatemala	22
Bhutan	7	Guinea	22
Bolivia	279	Guyana	4
Bosnia and Herzegovina	25	Haiti	3
Botswana	10	Honduras	16
Brazil	1411	Hungary	4
Brunei Darussalam	2	Iceland	29
Bulgaria	181	India	5102
Burkina Faso	146	Indonesia	242
Burundi	5	Iran	802
Cambodia	2	Iraq	30
Cameroon	20	Ireland	16
Canada	1170	Italy	542
Central African Republic	4	Jamaica	2
Chile	96	Japan	3113
China	23842	Jordan	10
Colombia	62	Kazakhstan	12
Congo DRC	30	Kenya	36
Costa Rica	13	Kyrgyzstan	14
Cote d'Ivoire	33	Laos	7
Croatia	29	Latvia	3
Cuba	229	Lebanon	18
Cyprus	57	Lesotho	9
Czech Republic	118	Liberia	8
Denmark	11	Libya	18
Dominican Republic	38	Lithuania	2
Ecuador	15	Luxembourg	3
Egypt	17	Macedonia	27
El Salvador	4	Madagascar	25

*Continuation...*

<b>Countries</b>	<b>Number of Dams</b>	<b>Countries</b>	<b>Number of Dams</b>
Malawi	16	South Korea	1339
Malaysia	51	South Sudan	3
Mali	112	Spain	1063
Mauritania	1	Sri Lanka	88
Mauritius	11	Sudan	5
Mexico	571	Suriname	1
Moldova	20	Swaziland	9
Mongolia	1	Sweden	190
Montenegro	3	Switzerland	167
Morocco	150	Syria	78
Mozambique	36	Tajikistan	15
Myanmar	32	Tanzania	58
Namibia	24	Thailand	218
Nepal	6	Togo	6
Netherlands	12	Trinidad and Tobago	4
New Zealand	96	Tunisia	133
Nicaragua	23	Turkey	972
Niger	31	Turkmenistan	15
Nigeria	110	Uganda	16
North Korea	1339	Ukraine	38
Norway	335	United Arab Emirates	68
Oman	29	United Kingdom	596
Pakistan	163	United States	9265
Panama	21	Uruguay	878
Papua New Guinea	2	Uzbekistan	27
Paraguay	4	Venezuela	103
Peru	71	Vietnam	101
Philippines	19	Yemen	46
Poland	69	Zambia	12
Portugal	217	Zimbabwe	254
Romania	246		
Russian Federation	69		
Saint Lucia	1		
Samoa	1		
Saudi Arabia	73		
Senegal	5		
Serbia	63		
Sierra Leone	8		
Singapore	3		
Slovakia	50		
Slovenia	41		
South Africa	1114		

**Table S3-** Number of publications made available per year for research involving fish and dams, total research available on the platform and research involving ichthyofauna in general. Information obtained from Web of Science Core Collection (WoS).

<b>Year</b>	<b>Records (fish + dams)</b>	<b>Total records on the platform</b>	<b>Records (ichthyofauna)</b>
1991	56	1,046,459	2,534
1992	41	1,060,808	2,641
1993	34	1,103,283	2,761
1994	69	1,161,214	2,893
1995	79	1,212,184	3,242
1996	85	1,272,195	3,268
1997	66	1,303,590	3,523
1998	120	1,315,237	3,511
1999	79	1,303,784	3,427
2000	83	1,347,945	3,338
2001	78	1,326,843	3,460
2002	91	1,372,432	3,832
2003	100	1,430,456	3,866
2004	93	1,522,352	4,090
2005	104	1,618,874	4,567
2006	135	1,695,377	4,697
2007	132	1,830,855	5,067
2008	180	1,929,699	5,541
2009	195	2,023,777	5,661
2010	163	2,040,643	5,573
2011	201	2,129,272	5,986
2012	240	2,249,267	6,397
2013	212	2,337,211	6,594
2014	217	2,420,681	6,598
2015	240	2,715,578	7,316
2016	349	2,814,546	7,872
<b>Total</b>	<b>3,442</b>	<b>43,584,562</b>	<b>118,255</b>

## References

AQUASTAT- FAO's Global Water Information System (2017) Available in: <<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/dams/index.stm>>. Accessed in: April/2017.

FAO- United Nations Organization for Agriculture and Food (2017) Available in: <<http://www.fao.org/faostat/en/#home>>. Accessed in: April/2017.

ICOLD- International Commission on Large Dams (2017) Available in: <[http://www.icold-cigb.net/article/GB/world\\_register/general\\_synthesis/number-of-dams-by-country-members](http://www.icold-cigb.net/article/GB/world_register/general_synthesis/number-of-dams-by-country-members)>. Accessed in: April/2017.

IUCN- The International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2017) *Red List of Threatened Species*. Available in: <http://www.iucnredlist.org/search/link/5901429e-0c3be3d0>>. Accessed in: April/2017.

The World Bank (2017) Available in: < <https://data.worldbank.org/>>. Accessed in April/2017.

UNDP- United Nations Development Programme (2017) Available in: <<http://hdr.undp.org/en/data#>>. Accessed in: April/2017.

UNESCO/UIS - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization/ UNESCO Institute for Statistics (2017) Available in: < <http://uis.unesco.org/>>. Accessed in: April/2017.

## Capítulo 2

### ALTERAÇÕES TEMPORAIS NA DIVERSIDADE BETA TAXONÔMICA E FUNCIONAL EM ASSEMBLEIAS DE PEIXES: IMPACTOS DE BARRAGENS À MONTANTE DE UM RIO NEOTROPICAL

Capítulo submetido para publicação na revista *Environmental Biology of Fishes* (Qualis A2 em Ciências Ambientais e fator de impacto (JCR): 1.226)

#### Resumo

A inserção de barragens nos ecossistemas fluviais promove alterações limnológicas e da paisagem, conseqüentemente, gera impactos negativos sobre a ictiofauna. Isso já está bastante relatado, porém, ainda são poucos os estudos que abordam temporalmente as alterações em diferentes facetas da biodiversidade nas assembleias de peixes. Dessa forma, foram avaliadas as mudanças temporais, ao longo de 15 anos, na composição taxonômica e funcional das comunidades de peixes à montante de uma grande barragem, localizada em um importante afluente do sistema fluvial amazônico. As coletas dos dados biológicos e ambientais foram realizadas em períodos subsequentes antes (2000-2002) e após (2003-2014) o enchimento do reservatório. Não houve variação no número absoluto de espécies, espécimes e traços funcionais, porém, as substituições de espécies e traços funcionais promoveram uma dissimilaridade e modificaram a composição taxonômica e funcional das assembleias de peixes ao longo dos anos. Foi possível observar o declínio de algumas espécies com traços mais restritos (*e.g.* bentônicas, migradoras e detritívoras) e que são sensíveis as mudanças e um aumento de outras que possuem maior plasticidade comportamental. Ressaltamos também, que a dissimilaridade temporal entre as assembleias corresponde às alterações ambientais regionais (paisagem) de acordo com as pré-adaptações das espécies diante ao novo ecossistema formado.

**Palavras-chave:** UHE Cana-Brava, Rio Tocantins, Loose Equilibrium Concept, Diversidade Beta Temporal

## **TEMPORAL CHANGES IN THE STRUCTURING OF FISH ASSEMBLIES: IMPACTS OF DAMS UPSTREAM OF A NEOTROPICAL RIVER**

### **Abstract**

The insertion of dams in river ecosystems promotes limnological and landscape changes, consequently, generates negative impacts on ichthyofauna. This has been widely reported, however, there are still few studies that address changes in different facets of biodiversity in fish assemblies over time. Thus, temporal changes over 15 years were evaluated in the taxonomic and functional composition of communities in fish communities upstream of a large dam, located in an important tributary of the Amazon river system. The collections of biological and environmental data were carried out in subsequent periods before (2000-2002) and after (2003-2014) the filling of the reservoir. There was no variation in the absolute number of species, specimens and functional traits, however, the substitutions of species and functional traits promoted dissimilarity and changed the taxonomic and functional composition of fish assemblages over the years. It was possible to observe the decline of some species with more restricted features that are sensitive to changes (e.g. benthic, migratory and detritivorous) and an increase in others that have greater behavioral plasticity. We also emphasize that the temporal dissimilarity between the assemblies corresponds to regional environmental changes (landscape) according to the species' pre-adaptations to the new formed ecosystem.

**Keywords:** UHE Cana-Brava, Rio Tocantins, Loose Equilibrium Concept, Temporal Beta Diversity

## Introdução

A região neotropical detém as maiores redes hidrográficas do mundo e abriga uma alta diversidade de peixes em aspectos taxonômicos, funcionais e filogenéticos (Helfman *et al.*, 2009; Nelson *et al.*, 2016; Toussaint *et al.*, 2016). Porém, as alterações ambientais promovidas pela implantação das barragens de usinas hidrelétricas têm afetado diretamente esses ecossistemas fluviais (Winemiller *et al.*, 2016). Quando há inserção de uma barragem, promove-se uma descontinuidade fluvial (Ward and Stanford, 1983; Barbosa *et al.*, 1999), originando um novo ecossistema (Baxter, 1977; Agostinho *et al.*, 1992). Assim, a biodiversidade de peixes, em suas diferentes facetas (*e.g.* taxonômica e funcional), pode ser alterada a partir das modificações físico-químicas locais (Agostinho *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2017) e da paisagem adjacente ao reservatório (Vanni *et al.*, 2005; 2006). Agravam-se os impactos quando são dispostas várias barragens em um mesmo curso de rio, formando cascatas de reservatórios (Barbosa *et al.*, 1999; Santos *et al.*, 2017). A formação de cascatas reduz drasticamente os trechos lóticos, principalmente quando a água liberada de um reservatório alcança logo o remanso do reservatório subsequente (Agostinho *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2017).

Sob uma ótica temporal, as mudanças nas comunidades biológicas podem ocorrer de forma abrupta no início e gradualmente ao longo dos anos (Agostinho *et al.*, 2016). Assim, as assembleias podem assumir trajetórias de estruturação, as quais podem ser observadas como modelos de desequilíbrio, por exemplo, o *Loose Equilibrium Concept* (LEC) e os padrões sugeridos por Matthews *et al.* (2013). De acordo com a LEC, alterações a partir de eventos ambientais naturais e/ou de origem antrópica podem promover um equilíbrio frouxo, de acordo com a variação na composição das comunidades (De Angelis *et al.*, 1985; Collins, 2000; Matthews *et al.*, 2013).

No caso dos efeitos do barramento, o direcionamento na reestruturação da assembleia de peixes pode variar de acordo com as pré-adaptações das espécies e a disponibilidade de condições e recursos no novo ecossistema (Agostinho *et al.*, 2016; Turgeon *et al.*, 2016; Monaghan *et al.*, 2019). Geralmente, as espécies migradoras de longa distância, de maior porte e alta longevidade são imediatamente mais afetadas após a formação de um reservatório. As populações dessas espécies tendem diminuir ao longo do tempo e podem, em certas circunstâncias, entrar em colapso ou até mesmo desaparecer (Agostinho *et al.* 2008; Santos *et al.*, 2017). Em contrapartida, pode ocorrer um aumento na abundância e riqueza na maioria das famílias de peixes, principalmente nas espécies

de pequeno porte e sedentárias (que não migram ou fazem migrações curtas), as quais têm um alto potencial reprodutivo e curta longevidade (Agostinho *et al.*, 2016). Porém, a mudança na abundância é uma alteração que precede a extirpação de uma espécie, apesar dela não ser perdida, sua abundância é dramaticamente alterada (Agostinho *et al.* 2007; Monaghan *et al.*, 2019; Perônico *et al.*, 2019). Dessa forma, as variações ambientais temporais na região de influência da barragem tendem a promover um desequilíbrio e, a longo prazo, uma estabilização, configurando uma nova estrutura da ictiofauna (Agostinho *et al.*, 2016, Lima *et al.*, 2015; 2018; Monaghan *et al.*, 2019).

Para uma compreensão mais completa sobre essas trajetórias de reestruturação das comunidades de peixes sob influência de barragens ao longo do tempo, é importante a utilização de métricas de diversidade beta (Ceschin *et al.*, 2018; Turgeon *et al.*, 2019). Esse tipo de análise visa comparar, par à par, a diversidade entre diferentes locais e/ou períodos de tempo (Whittaker, 1960) e tem avançado muito quanto a compreensão dos componentes (*e.g.* diferença de riqueza, substituição) que determinam a distribuição e estruturam as comunidades (Baselga, 2010; Podani and Schmera, 2011; Podani *et al.*, 2013). Além disso, outra abordagem que tem avançado bastante, é a investigação da diversidade funcional baseada nos traços das espécies de peixes sob impactos das barragens (Santos *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2018; Perônico *et al.*, 2019). Os atributos individuais das espécies podem contemplar diferentes dimensões de nicho (*e.g.* uso de habitat, dieta, reprodução) (Winemiller *et al.*, 2015) e indicar se a perda de espécies resultam na redução da diversidade funcional, com potencial comprometimento do funcionamento dos ecossistemas (Winemiller *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2018).

Diante disso, verificamos que os impactos da inserção de barragens fluviais sobre as comunidades biológicas são constantemente discutidos desde a década de 1970 (Baxter, 1977) e contemplam diferentes facetas da biodiversidade de peixes, em diferentes escalas espaço-temporais (Turgeon *et al.*, 2019). Nesse contexto, destacam-se os avanços nos estudos realizados em bacias hidrográficas brasileiras (Agostinho *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2020), inclusive no rio Tocantins, o qual é importante curso fluvial do sistema amazônico (Santos *et al.*, 2004; Agostinho *et al.*, 2009; Mazzoni *et al.*, 2012; Perônico *et al.*, 2019). Porém, para o alto rio Tocantins ainda faltam estudos que visam investigar gradualmente e a longo prazo, a trajetória temporal das assembleias de peixes. Também não são encontradas investigações que relacione diretamente os fatores ambientais,

possivelmente determinantes nessa reestruturação. Assim, fazem-se necessários para a região, estudos que abordem os impactos temporais da implementação de barragens e a trajetória da biodiversidade de peixes em suas facetas taxonômica e funcional, visto que atualmente existe uma cascata com sete grandes barragens hidrelétricas em todo o curso desse rio (Agostinho *et. al.*, 2009, Brasil, 2015).

Partindo da hipótese de que a descontinuidade provocada pelo barramento dos rios altera as condições ambientais limnológicas e da paisagem adjacente no decorrer do tempo e, conseqüentemente, a distribuição da ictiofauna nas diferentes facetas da biodiversidade. Foram avaliados os impactos temporais a longo prazo (15anos), deste tipo de alteração, na estrutura taxonômica e funcional das assembleias de peixes à montante da Usina Hidrelétrica (UHE) de Cana Brava (alto rio Tocantins). Buscamos responder as seguintes perguntas: (1) A inserção de uma grande barragem promove uma diminuição temporal na riqueza e abundância taxonômica e funcional das assembleias de peixes em sua região de influência? (2) Há diferença na composição de espécies e traços funcionais de peixes entre os períodos antes e após o barramento? (3) É possível identificar algum direcionamento na reestruturação dessa ictiofauna? (4) Qual componente da diversidade beta temporal define melhor a reestruturação dessa comunidade? (5) As modificações ambientais locais (limnológicas) e da paisagem adjacente ao reservatório são determinantes da dissimilaridade taxonômica e funcional ao longo do tempo?

Esperamos que: (1) Haja uma diminuição geral da riqueza e abundância de espécies/traços a longo prazo. Para diversidade funcional, esperamos uma maior redução na composição de traços ponderada pela abundância das espécies, visto que a redundância funcional pode favorecer a permanência de alguns traços, porém, numa menor densidade; (2) a composição taxonômica e funcional seja diferente entre os períodos pré e pós barramento; (3) diante do fato que, sob efeito do barramento, as espécies/traços diminuem ao longo do tempo e que as assembleias tendem a uma reestruturação diferente da inicial, esperamos que haja uma trajetória com direcionamento, para todas as facetas da biodiversidade; (4) ao longo do tempo, esperamos uma maior contribuição do componente “da diferença de riqueza” do que “substituição” para dissimilaridade entre os períodos (beta temporal), visto que, as assembleias sob influência de barragens são uma simplificação de momentos anteriores. Porém, há chances de algumas espécies/traços mais sensíveis serem substituídos, por espécies com comportamentos

mais generalistas. Por fim, (5) temos expectativas de que tanto as características limnológicas, quanto as de paisagem sejam influentes nos padrões de dissimilaridade.

## **Materiais e Métodos**

### *Área de amostragem*

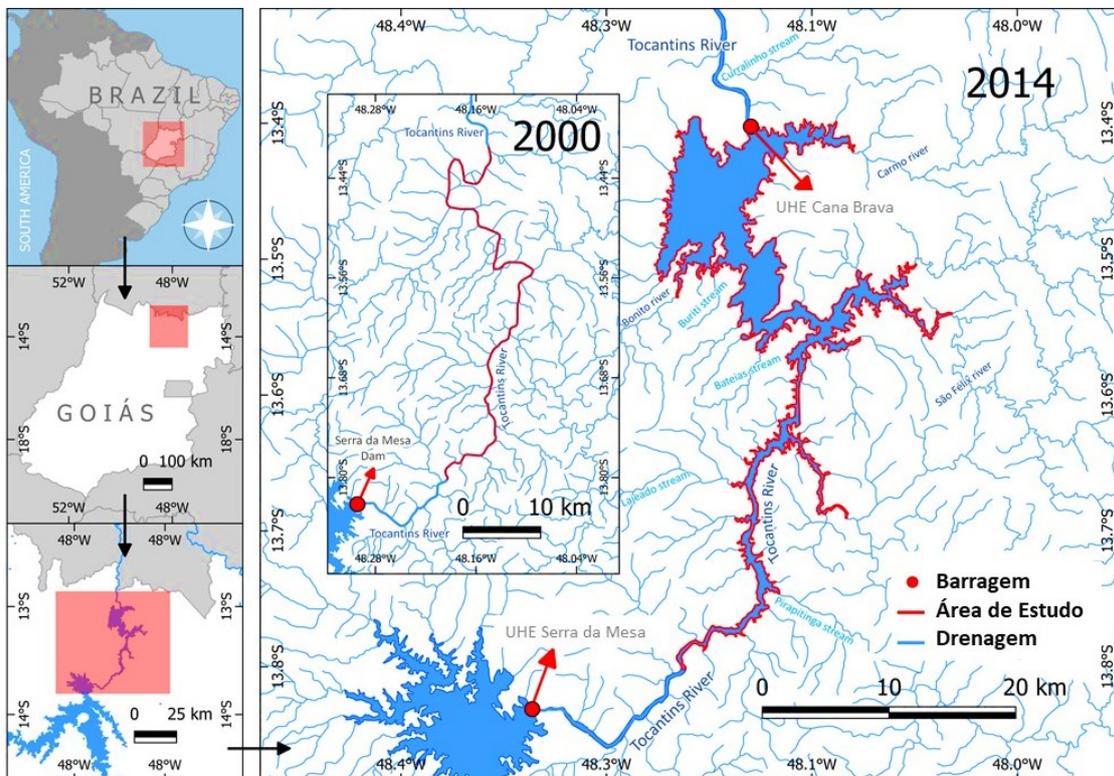
O rio Tocantins é um importante afluente do sistema amazônico que nasce na região do escudo brasileiro, numa área conhecida como águas emendadas, situadas ao norte da cidade de Brasília-DF, lugar onde também nascem outras grandes bacias hidrográficas brasileiras (Garavello *et al.*, 2010). Suas nascentes estão situadas a mais de 1.000 m de altitude, drenam uma região de 351.000 km<sup>2</sup> e percorrem cerca de 2.400 km até desaguar no golfo do rio Amazonas, na Ilha do Marajó-PA (Ribeiro *et al.*, 1995). A ocupação da bacia do rio Tocantins por reservatórios é relativamente recente. Atualmente existem 22 usinas em operação entre grandes e pequenas barragens e estima-se ainda que sejam construídas outras barragens na bacia nos próximos anos (Agostinho *et al.*, 2009; Brasil, 2015; Winemiller *et al.*, 2016).

Para o presente estudo, foram obtidas informações na área de influência da barragem da Usina Hidrelétrica de Cana Brava. Essa é a segunda grande barragem (no sentido montante-jusante) de uma cascata com sete usinas instaladas no rio principal. Assim, seu fluxo é regulado pela Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa (aproximadamente 75 km entre barragens) à montante e a jusante se encontra a barragem da usina Hidrelétrica de São Salvador (aproximadamente 100 km entre barragens) (Agostinho *et al.*, 2009). A barragem está instalada na região de cabeceira do rio Tocantins (fig.1), sua construção se iniciou no ano de 1998 e a usina entrou em operação em 2002. O reservatório da usina possui uma área inundada de 139 km<sup>2</sup> no modelo fio d'água, ou seja, utiliza um pequeno reservatório com acumulação apenas para prover regularização diária ou semanal (Tractabel-Energia, 2017).

### *Amostragem da ictiofauna*

Para o presente estudo foram utilizados os dados de inventários ictiofaunísticos obtidos em relatórios disponibilizados ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis- IBAMA em domínio público (Lei nº 12.527/2011), por empresas terceirizadas responsáveis pelo monitoramento. As coletas compreenderam 29

períodos de amostragem em 15 anos (no mínimo uma coleta por ano), entre os anos de 2000 (disponibilizada no relatório mais antigo, antes da inserção da barragem) e 2014 (no relatório mais recente, depois da inserção da barragem) (Tabela S1, material suplementar).



**Fig. 1:** Área de estudo, localizada no alto rio Tocantins, antes e depois da inserção da barragem de Cana Brava.

Os pontos de coleta variaram dentre os relatórios observados e perfazem uma distância aproximada de 40 km da barragem em direção a montante (abrangem o corpo do reservatório, zona de transição e montante). As técnicas de amostragem relatadas foram as mesmas para todos os períodos: redes estacionárias, tarrafas, vara de pesca em todos os pontos e redes de arrasto, espinhéis, tarrafas, covo/jequis para os pontos em que as características ambientais eram adequadas para técnica, conforme Malabarba and Reis (1987).

Ressaltamos que durante o período de enchimento (períodos 6 e 7, tabela 1 no material suplementar), além das coletas normais, foram realizados resgates de peixe. Assim, por se tratar da fauna remanescente da fase anterior à inserção da barragem, consideramos esses como períodos de pré-barramento. Consideramos toda a região ( $\cong$  40 km) como um único local (contabilizamos o número total de espécies e a densidade de espécimes para cada período) e analisamos, nesse, as variações temporais da ictiofauna entre os períodos. A quantidade de locais amostrados entre períodos variou, assim, foi

testada a possível dependência do número absoluto de espécies e da densidade de espécimes em resposta ao número de locais amostrados (entre 2 e 8 locais por período) ou em resposta a quantidade de regiões amostradas (1 a 3: corpo, transição e montante) (ver descrição dos testes no tópico de análises estatísticas). Constatamos que a ausência de um padrão no número de pontos e regiões de coletas entre períodos não influenciaram no número absoluto (Nº de pontos:  $b=-0.35$ ,  $F= 0.1$ ,  $p= 0.74$ ; Nº de regiões:  $b= 6.83$ ,  $F= 1.4$ ,  $p= 0.24$ ) e densidade (Nº de pontos:  $b= -56.38$ ,  $F= 0.4$   $p= 0.53$ ; Nº de regiões:  $b= 449.8$ ,  $F= 0.96$ ,  $p= 0.34$ ) das espécies.

### *Caracterização da Diversidade Taxonômica e Funcional*

Para avaliar a diversidade taxonômica, primeiramente revisamos e atualizamos minuciosamente as identificações das espécies com o auxílio de guias, chaves de identificação e publicações referentes a bacia estudada (Santos *et al.*, 2004; Agostinho *et al.*, 2009; Mazzoni *et al.*, 2012; Lima *et al.*, 2018) e consideramos o número absoluto de espécies como a riqueza. Para dados de abundância, foram contabilizados o total de indivíduos de cada espécie coletada por período amostral (ver a tabela S2 no material suplementar). Já a diversidade funcional foi aferida através dos traços obtidos para 86 espécies, a partir das informações disponibilizadas por Perônico *et al.* (2019). As espécies identificadas só até o nível de gênero não foram consideradas para obtenção dos traços. Os atributos funcionais foram descritos considerando aspectos relacionados ao uso de habitat, ecologia trófica e reprodução (tabelas S3 e S4, material suplementar), vistos que estas são dimensões do nicho das espécies que são importantes para sua distribuição (Winemiller *et al.* 2015).

Os índices de diversidade funcional foram obtidos, primeiramente, a partir da transformação da matriz que continha traços qualitativos e quantitativos para uma matriz de presença e ausência, utilizando o modelo de matriz *dummies*, posteriormente calculamos os índices via função dbFD, do pacote *FD* (Laliberté and Legendre, 2010). Os índices utilizados foram a riqueza funcional (FRic), que representa o volume funcional ocupado pelas espécies da comunidade em um espaço multidimensional funcional e a divergência funcional (FDiv) que está relacionada com a distribuição da abundância no interior do espaço funcional ocupado pelas espécies (Villéger *et al.* 2008).

Também foi quantificada a Média Ponderada da Comunidade (CWM), para cada um dos traços funcionais aferidos em cada período. O valor de CWM para os traços

quantitativos é igual ao valor do traço multiplicado pela densidade da espécie. O valor de CWM corresponde à densidade da espécie no período, ou seja, o cálculo pode ser representado por  $CWM = \sum p_i \times \text{traço}_i$ , assim: CWM= proporção do traço funcional ou de um estado do traço funcional em um determinado período;  $p_i$ : densidade relativa da espécie  $p$ ;  $\text{traço}_i$ : afinidade da espécie para o traço funcional ou para estado do traço funcional, considerando 1 se a espécie possui a característica e 0 se não possui (em caso de traços nominais ou categóricos) ou ainda considerando o valor numérico da característica (em caso de traços com valores contínuos) (Garnier *et al.*, 2004).

#### *Variáveis ambientais limnológicas e regionais (paisagem)*

A variáveis ambientais limnológicas (locais) também foram obtidas a partir de relatórios técnicos disponibilizados pelas empresas responsáveis pelo monitoramento. Assim como os locais de coleta dos peixes, as unidades amostrais para aferição das variáveis limnológicas foram diferentes entre os períodos. Analisamos a possível existência de variação das características entre os pontos, em cada período (ver descrição dos testes no tópico de análises estatísticas). Dessa forma, verificamos que as características limnológicas não variaram entre os locais de amostragens, em todos os períodos. A partir disso, foram utilizadas as médias aritméticas dos valores obtidos para cada variável, para cada período em que também houve coletas de peixes ( $n=17$ ).

Obtivemos dados relacionados à 16 variáveis, os valores médios, com exceção do pH, foram transformados ( $\log x+1$ ) e três dessas foram eliminadas por serem colineares, para isso, utilizamos o *Variance Inflation Factor* (VIF)  $< 10$ , utilizando a função *vif* do pacote *faraway* (Zuur *et al.*, 2007; Borcard and Legendre., 2018). Dessa forma, observamos as seguintes características: Alcalinidade (mg/L), Cloretos (mg/L), Coliformes totais (/100 ml), Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), Demanda Bioquímica de oxigênio-DBO (mg/L), N-amoniaco (mg/L), Nitrito (mg/L), Nitrato (mg/L), Oxigênio dissolvido (mg/L), pH, Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L), Sulfatos (mg/L), Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (ver valores na tabela S5, material suplementar).

Para mensurar as características ambientais regionais (paisagem), obtivemos os dados anuais (média dos valores obtidos ao longo do ano) de uso e cobertura do solo na plataforma *MapBiomas* (v.4). Para caracterização, selecionamos buffers de 20 km<sup>2</sup> compreendendo ambas as margens da região analisada no rio/reservatório. A partir da seleção, os dados são gerados automaticamente e apresentam a proporção da área (Km<sup>2</sup>)

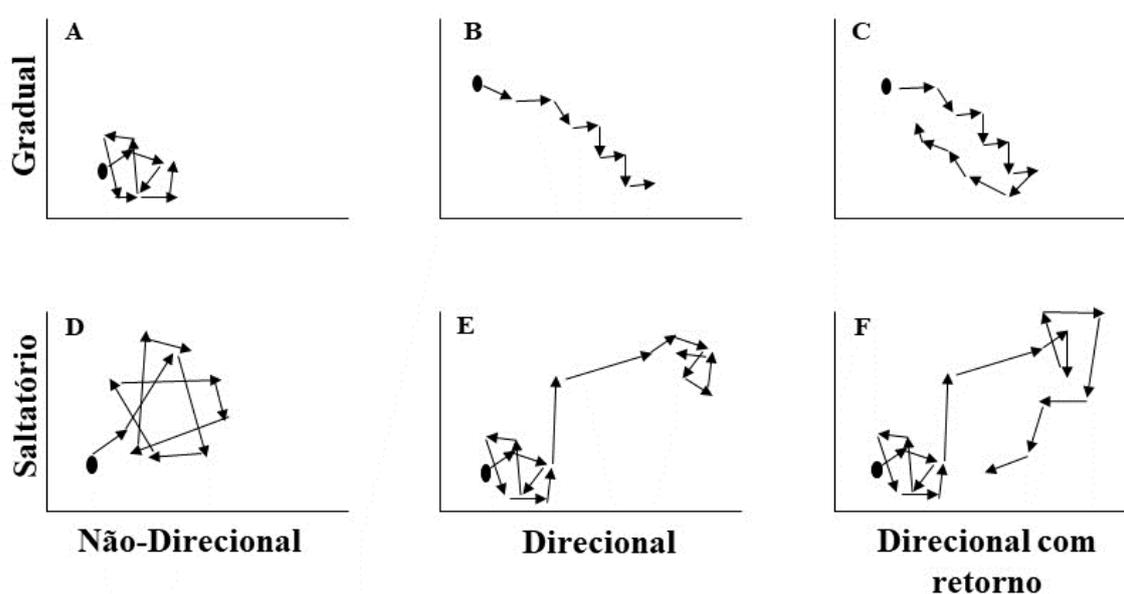
ocupada por cada classe em relação ao total, para cada ano (2000-2014) (MapBiomias, 2019). As classes observadas foram: formação florestal, formação savânica, formação campestre, pastagem, cultura anual e perene, mosaico (agricultura + pastagem), infraestrutura urbana, afloramento rochoso, mineração e curso hídrico (tabela S6, material suplementar).

#### *Caracterização da Diversidade Beta Temporal e das trajetórias da comunidade*

Por se tratar de unidades amostrais temporais de um mesmo local, consideramos a diversidade beta em um contexto temporal, ou seja, comparamos os padrões de diversidade (taxonômica e funcional) par a par entre todos períodos, tanto para ocorrência de organismos quanto para a abundância. Nesse sentido, consideramos alguns dos principais componentes sugeridos por Podani and Schmera (2011), são eles: *Diversidade beta total*, que avalia o índice de dissimilaridade entre as unidades amostrais. Nesse caso, valores próximos de 1 significam que os períodos postos em comparação não compartilham muitas espécies/traços ou abundâncias similares, em contrapartida, valores mais próximos de 0 indicam uma alta similaridade entre os períodos; *Diferença de riqueza/abundância relativizada*: baseia-se na quantidade, explicada apenas pela perda/ganho de espécies/traços ou perda/ganho da abundância de espécies/traços entre os pares de períodos. Altos valores dessa partição evidenciam que a quantidade de espécies/traços ou abundância entre os períodos comparados é distinta; *Substituição de espécies e abundância*: baseia-se na composição, avalia a substituição das espécies/traços, ou de espécies/traços com abundâncias equivalentes entre os pares de período. Portanto, altos valores de substituição para os dados de riqueza e abundâncias significam que a composição de espécies/traços é mais distinta.

Quanto a identificação das trajetórias de mudança temporal da comunidade, nos baseamos na teoria do *Loose Equilibrium Concept (LEC)* e os padrões sugeridos por Matthews *et al.* (2013). Essa teoria define que a dinâmica das semelhanças e diferenças dentro dessas comunidades biológicas ao longo do tempo (incluindo a rotatividade de espécies, padrões temporais e trajetórias no espaço multivariado) é alterada a partir de eventos ambientais naturais e/ou de origem antrópica, os quais seriam capazes de mudar a estrutura das comunidades de forma em que não seria possível identificar uma tendência ou direcionamento estável de reestruturação. Essa falta de previsibilidade na montagem temporal das comunidades é denominada “equilíbrio frouxo”. Nesse sentido, consideramos os seis tipos hipotéticos de trajetória comunitária sugeridos por Matthews

*et al.* (2013), em que são cruzados dois modelos de deslocamentos, “graduais” ou “saltatórios”, podendo ser identificados nessas tendências não direcionais, direcionais ou direcionais com retorno na estrutura das comunidades ao longo do tempo. Os padrões “não direcionais” e “direcionais com retorno” são compatíveis com *LEC*, visto que nesses há evidências de alterações temporais resultantes de eventos estocásticos, sem uma tendência de estabilização das comunidades, já os padrões direcionais não são compatíveis com as previsões do *LEC*, pois esses apresentam um determinismo nos processos de estruturação da comunidade, ou seja, não evidenciam um equilíbrio fraco (fig. 2).



**Fig. 2-** Trajetórias hipotéticas de comunidades biológicas conforme Matthews *et al.* (2013), retratando o movimento das assembleias em um espaço temporal, pode ser analisado usando escala multidimensional não-métrica (NMDS), análise de correspondência ou gráficos de análise de correspondência. São elas: A- Gradual não direcional; B- Gradual direcional; C- Gradual direcional com retorno; D- Saltatório, não direcional; E- Saltatório, direcional; F- Saltatório direcional com retorno.

### *Análises estatísticas*

Utilizamos dados de abundância e presença-ausência para todas as análises de diversidade taxonômicas e funcionais, visto que os valores entre essas avaliações podem ser bastante distintos, ainda que avaliados com um mesmo conjunto de dados (Podani *et al.*, 2013) e que as comunidades de peixes sob influência de barragens podem ser afetadas não só na riqueza de espécies, mas também na densidade de espécimes (Agostinho *et al.* 2007). Para os pré-testes que visavam verificar se a abundância e a riqueza (respostas) da

ictiofauna variavam de acordo com o número de locais e áreas de coleta (preditores), foram realizadas regressões lineares com a função *lm* do pacote *stats* (Chambers, 1992). A fim de verificar se as características ambientais variavam entre os locais de amostragem (cada ponto) (pré-teste supracitado), utilizamos uma *Permutational Multivariate Analysis-PERMANOVA* para cada período, através da função *adonis2* do pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2016) (resultados na tabela S7, material suplementar). Para verificar se a inserção de uma grande barragem promove uma redução na riqueza e abundância taxonômica e funcional das comunidades de peixes (pergunta 1), construímos gráficos de linha baseados na riqueza (número absoluto de espécies e riqueza funcional-FRiq) e abundância (número absoluto de espécimes e divergência funcional-FDiv). Adicionalmente realizamos regressões lineares simples (como supracitado) para verificar componentes da diversidade (respostas: riqueza/abundância taxonômica e funcional) variam de acordo com o tempo (preditores: períodos P1, P2, P3, assim sucessivamente).

Em seguida, para verificar se essa variação da biodiversidade de peixes entre os períodos antes e após o barramento resulta em diferença na composição de espécies e traços das assembleias de peixes (pergunta 2), primeiramente ordenamos espécies/traços que compuseram cada período através da Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS), através da função *metaMDS* (pacote *Vegan*) (Oksanen *et al.*, 2018). Posteriormente, realizamos análises de permutação multivariada via *PERMANOVA* (como supracitado). Através das ordenações pudemos identificar descritivamente a trajetória da comunidade (pergunta 3), diante ao fator de desequilíbrio (Matthews *et al.* 2013). A fim de verificar os padrões da diversidade beta temporal (pergunta 4), bem como os respectivos particionamentos, utilizamos a função *beta.multi* do pacote *BAT* para calcular a partição da diversidade (Podani and Schmera, 2011; Cardoso *et al.*, 2015). Realizamos também *PERMANOVA* para testar as diferenças na estruturação (particionamento) da diversidade beta temporal entre os períodos anteriores e posteriores à inserção da barragem. Adicionalmente, fizemos um plot triangular (*simplex*) para verificar as distribuições dos pares de períodos em relação aos componentes partitivos da diversidade beta.

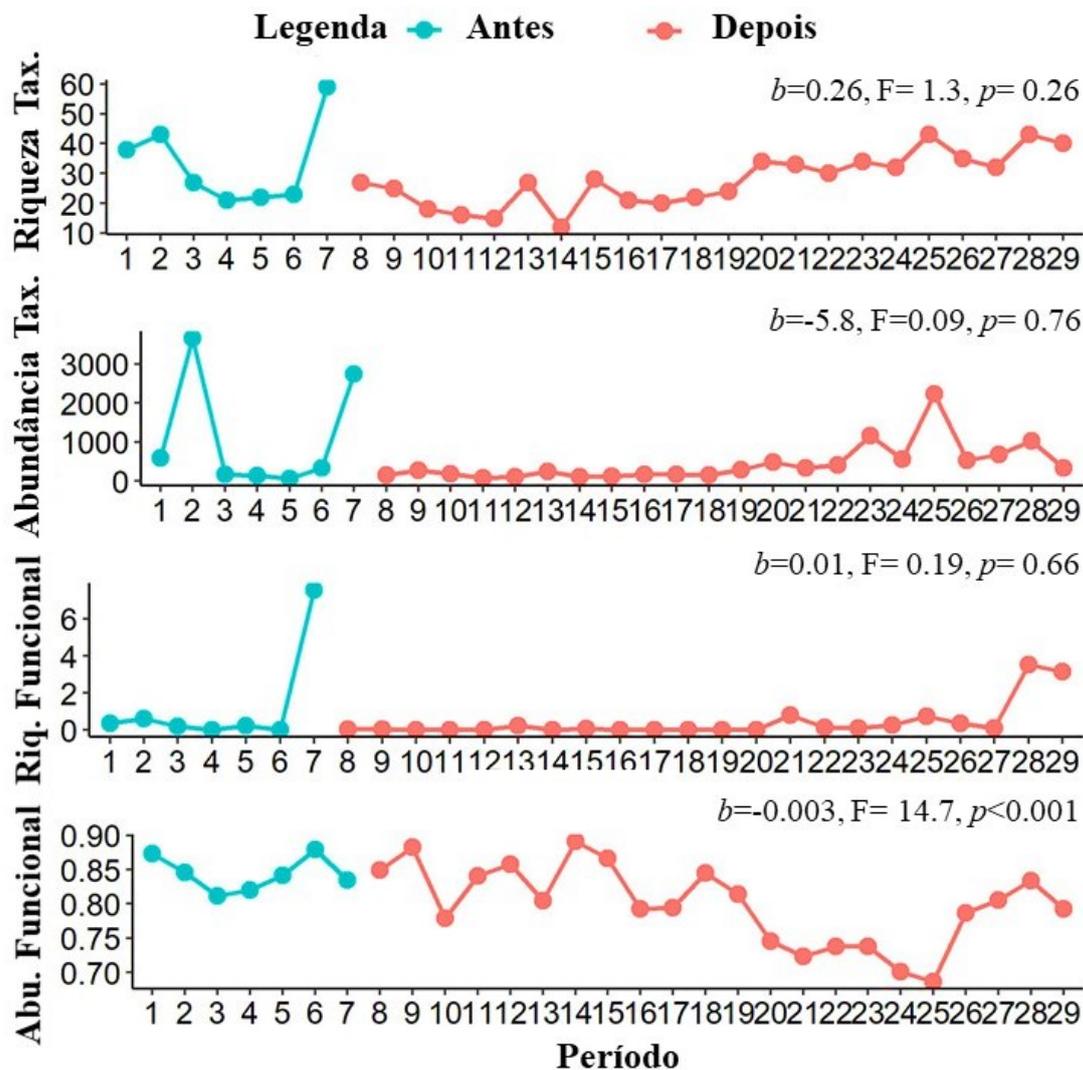
Por fim, para avaliar a influência das variáveis ambientais limnológicas e de paisagem sobre as partições de diversidade beta temporal das assembleias de peixes entre os períodos (pergunta 5), realizamos Distance-Based Redundancy Analysis (dbRDA's) (Legendre and Andersson, 1999). Nesse caso, relacionamos as diferentes matrizes

resultantes da partição da diversidade beta (variáveis resposta) com as diferentes variáveis limnológicas e de paisagem (variáveis preditoras) e em seguida, fizemos a retenção das variáveis que realmente predizem a resposta através da *Forward Selection*, utilizando a função *forward.sel.par* do pacote *adespatial* (Miller and Farr, 1971). Ressaltamos que todas as análises citadas acima foram feitas para diversidade funcional e taxonômica e contemplam os dados de presença/ausência e abundância (para diversidade beta temporal, utilizando matriz de dissimilaridade de *Jaccard e Ruzicka* respectivamente), além disso, figuras foram obtidas através da função *ggplot* do pacote *ggplot2* (Wickham, 2011). Para todas as análises e figuras elaboradas, utilizamos o software estatístico R, sob probabilidade estatística de 5 % (nível de significância) (R CORE TEAM, 2019).

## Resultados

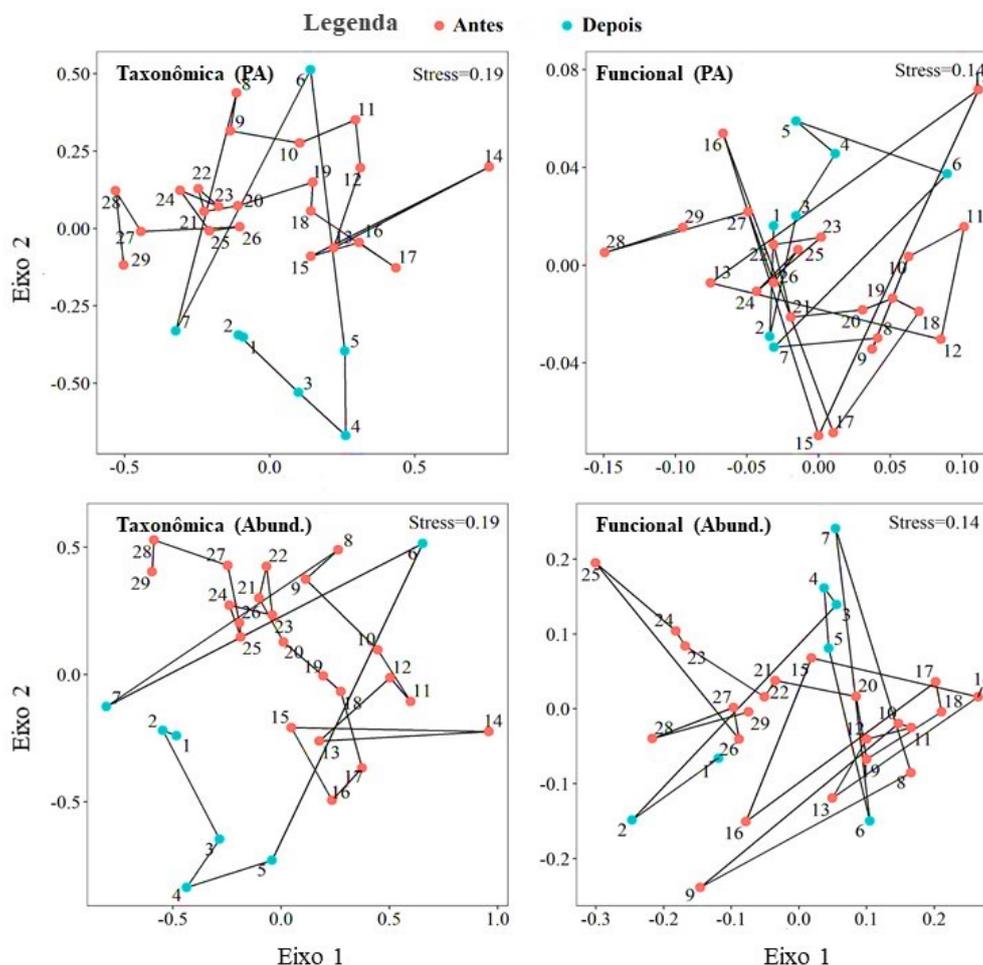
Ao longo dos 29 períodos, foram coletados 17,451 indivíduos que compreendem 110 espécies de peixes. Quando observados os períodos sequencialmente, verificamos que houve um rápido aumento na riqueza (taxonômica e funcional) e abundância (taxonômica) durante o período de enchimento/resgate (P6 e P7), porém, não identificamos uma diminuição geral da riqueza e abundância de espécies, tampouco na riqueza funcional ao longo dos anos (fig.3). Já para abundância funcional essa redução foi observada.

Das espécies coletadas, 21 foram encontradas antes do barramento e não foram registradas depois. A exclusividade ainda é maior para os períodos após o barramento que apresentaram 27 espécies que não ocorreram antes (Tabela S2, material suplementar). Isso evidencia uma substituição de espécies. De fato, a composição da ictiofauna observada entre os períodos pré e pós barramento foi diferente para a diversidade taxonômica baseada na presença e ausência das espécies ( $R^2\text{-adjust}= 0.11$ ,  $F= 3.41$ ,  $p<0.001$ ) e na abundância ( $R^2\text{-adjust}= 0.11$ ,  $F= 3.34$ ,  $p<0.001$ ). A composição funcional baseada em presença e ausência dos traços não apresentou diferença entre os períodos ( $R^2\text{-adjust}= 0.05$ ,  $F= 1.65$ ,  $P=0.11$ ). Em contrapartida, a composição funcional ponderada pela abundância das espécies revelou diferença entre os períodos ( $R^2\text{-adjust}= 0.08$ ,  $F= 2.27$ ,  $p<0.04$ ) (fig.4).



**Fig. 3-** Riqueza taxonômica, abundância taxonômica, riqueza funcional e abundância funcional da ictiofauna sob influência da barragem da UHE Cana Brava, registradas para 29 períodos, antes (2000-2002) e depois (2003-2014) do barramento.

Foi possível observar o declínio de algumas espécies com traços em comum e que são sensíveis as mudanças (*e.g. Prochilodus nigricans, Pimelodus blochii, Raphiodon vulpinus*) e um aumento de outras, que possuem pré-adaptações a esse novo ecossistema (*e.g. Moenkhausia dichroura, Roeboides affinis, Cynodon gibbus*, dentre outras) (Tabela S2, S3 e S4, material suplementar). Através da avaliação visual na ordenação (via NMDS) da composição das assembleias de peixes, também foi possível identificar as trajetórias ao longo dos períodos. Essas foram semelhantes para as diferentes facetas da biodiversidade analisadas (taxonômica e funcional, para presença-ausência e abundância) (fig.4) e se enquadram no modelo *Saltatório Não-Direcional*, ou seja, é compatível com um equilíbrio frouxo (*Loose Equilibrium Concept*).



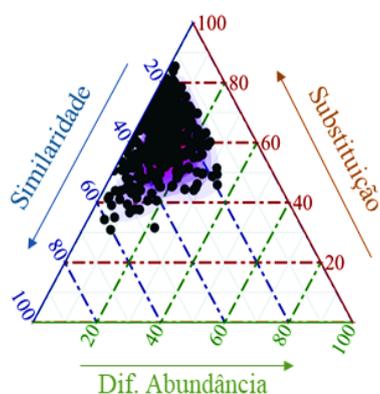
**Fig. 4-** Composições temporais taxonômicas e funcionais, das assembleias de peixes sob influência da barragem da UHE Cana Brava registradas para 29 períodos amostrais, antes (1 a 7: 2000-2002) e depois (8 a 29: 2003-2014) do barramento. Ordenação via Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), baseada na presença/ausência (PA) e abundância (Abund) das espécies e traços.

Constatamos que temporalmente a diversidade beta taxonômica foi maior que a funcional. Porém, de acordo com os valores obtidos (Tabela 1) e da ordenação dos pares de períodos (Fig. 5), tanto para dados de presença e ausência quanto de abundância, ambas facetas apresentam a substituição de espécies como componente mais importante para dissimilaridade entre os períodos amostrais. Reforça-se isso, quando comparadas as diferenças na estruturação da comunidade entre os períodos antes e depois do barramento, visto que a diversidade beta temporal total foi diferente entre os períodos, assim como a substituição de espécies/traços (Tabela 2). Já os padrões de diferença de riqueza/abundância não se distinguiram.

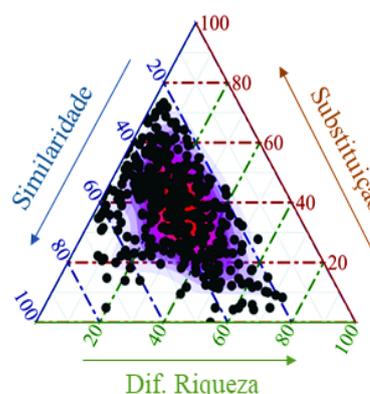
**Tabela 1.** Partição da diversidade beta temporal para todas as diferentes facetas da biodiversidade (taxonômica e funcional) para dados de presença e ausência e de abundância. **BD** = Beta Total; **Rep** = Substituição; **RD** = Diferença de Riqueza; **AD** = Diferença de Abundância; **Cont.Rep** = contribuição (%) da substituição para BD; **Cont.RD** = contribuição (%) da diferença de riqueza para BD; **Cont.AD** = contribuição (%) da diferença de abundância para BD.

Partição da Diversidade beta temporal								
Taxonômica		BD	Rep	RD	AD	Cont.Rep	Cont.RD	Cont.AD
	Presença-Ausência	0.63	0.38	0.25	----	0.6	0.4	----
	Abundância	0.72	0.63	----	0.09	0.87	----	0.13
Funcional		BD	Rep	RD	AD	Cont.Rep	Cont.RD	Cont.AD
	Presença-Ausência	0.25	0.14	0.12	----	0.53	0.47	----
	Abundância	0.21	0.17	----	0.04	0.82	----	0.18

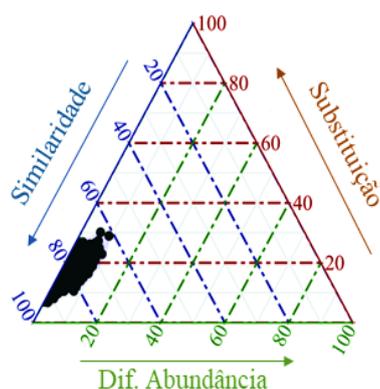
Diversidade taxonômica- Abundância



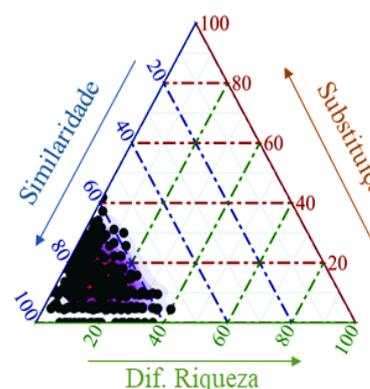
Diversidade taxonômica- Presença e Ausência



Diversidade Funcional- Abundância



Diversidade Funcional- Presença e Ausência



**Fig. 5-** Simplex (representação triangular) contendo a ordenação da proporção de elementos da partição da diversidade beta por par de períodos amostrais, para valores de presença-ausência e abundância das espécies de peixe.

**Tabela 2-** Permutational multivariate analysis of variance using distance matrices (PERMANOVA) entre as matrizes resultantes da partição da diversidade beta temporal da ictiofauna entre os períodos antes (Ant.) e depois (Dep.) da inserção da barragem da UHE Cana Brava. Tax.= Diversidade Taxonômica; Func.= Diversidade Funcional; P.A.= Baseado em Presença e Ausência; Abund.= Baseado em Abundância. Os valores significativos estão em negrito.

		<b>Rseultados PERMANOVA</b>																			
		<b>Diversidade beta (total)</b>					<b>Diferença de Riqueza</b>					<b>Diferença de Abundância</b>					<b>Substituição</b>				
		Ant. e	Dep.	$R^2_{adj}$	F	<i>P</i>	Ant. e	Dep.	$R^2_{adj}$	F	<i>p</i>	Ant. e	Dep.	$R^2_{adj}$	F	<i>p</i>	Ant. e	Dep.	$R^2_{adj}$	F	<i>p</i>
<b>Tax.</b>	<b>P.A.</b>	0.6	0.6	0.11	3.41	<b>&lt;0.001</b>	0.27	0.26	0.0005	0.014	0.94	-----	-----	-----	-----	----	0.33	0.34	0.18	5.99	<b>&lt;0.001</b>
	<b>Abund.</b>	0.71	0.69	0.11	3.5	<b>&lt;0.001</b>	---	-----	-----	-----	----	0.08	0.1	0.035	0.99	0.33	0.63	0.59	0.13	4.06	<b>&lt;0.001</b>
<b>Func.</b>	<b>P.A.</b>	0.15	0.16	0.12	3.99	<b>&lt;0.001</b>	0.02	0.03	0.07	2.22	0.13	-----	-----	-----	-----	----	0.13	0.13	0.23	8.26	<b>&lt;0.001</b>
	<b>Abund.</b>	0.2	0.2	0.07	2.27	<b>0.03</b>	-----	-----	-----	-----	----	0.02	0.04	0.06	1.92	0.17	0.18	0.16	0.01	2.51	<b>&lt;0.001</b>

Ao verificar os possíveis preditores para diversidade beta temporal, considerando todos componentes, observamos que as variáveis da paisagem adjacente à área amostral são, para os aspectos analisados, determinantes na estruturação das assembleias de peixes a longo do tempo, exceto para diferença de abundância na composição taxonômica. Ressaltamos que, dentre as variáveis da paisagem, o Curso Hídrico (C.H.) e Infraestrutura Urbana (I.U.) foram as características mais determinantes na variação dos componentes da diversidade temporal, para ambas facetas (Tabela S8, material suplementar). Em contrapartida, as variáveis limnológicas não se demonstraram como fatores determinantes na estruturação para nenhum componente da diversidade beta temporal (Tabela 3).

**Tabela 3-** dbRDA- Análise de redundância baseada na distância da influência dos preditores ambientais limnológicos e regionais (paisagem) sobre as matrizes resultantes da partição da diversidade beta. Tax.= Diversidade Taxonômica; Func.= Diversidade Funcional; P.A. = Baseado em Presença e Ausência; Abund. = Baseado em abundância; RD= diferença de riqueza; AD= Diferença de abundância e BD= Diversidade Beta temporal Total. Os valores significativos estão em negrito.

		Variáveis Limnológicas											
		BD (Total)			RD			AD			Substituição		
		$R^2_{adj}$	$F$	$p$	$R^2_{adj}$	$F$	$p$	$R^2_{adj}$	$F$	$p$	$R^2_{adj}$	$F$	$p$
Tax.	P.A.	0.15	1.21	0.23	-0.22	0.78	0.696	-----	-----	-----	0.5	2.25	0.117
	Abund.	0.18	1.27	0.101	----	----	-----	0.61	2.89	0.187	0.12	1.16	0.318
		$R^2_{adj}$	$F$	$p$	$R^2_{adj}$	$F$	$p$	$R^2_{adj}$	$F$	$p$	$R^2_{adj}$	$F$	$p$
Func.	P.A.	0.17	1.24	0.307	-0.11	0.88	0.612	-----	-----	-----	0.15	-23.2	0.991
	Abund.	0.15	1.21	0.301	-----	----	-----	0.31	1.56	0.391	0.11	1.15	0.335
		Variáveis da Paisagem											
		BD (Total)			RD			AD			Substituição		
		$R^2_{adj}$	$F$	$p$	$R^2_{adj}$	$F$	$P$	$R^2_{adj}$	$F$	$P$	$R^2_{adj}$	$F$	$p$
Tax.	P.A.	0.35	4.01	<b>0.001</b>	0.45	2.68	<b>0.003</b>	-----	-----	-----	0.32	3.54	<b>0.001</b>
	Abund.	0.17	4	<b>0.001</b>	-----	----	-----	0.24	1.86	0.106	0.63	4.03	<b>0.001</b>
		$R^2_{adj}$	$F$	$p$	$R^2_{adj}$	$F$	$P$	$R^2_{adj}$	$F$	$P$	$R^2_{adj}$	$F$	$p$
Func.	P.A.	0.4	4.7	<b>0.001</b>	0.33	2.41	<b>0.048</b>	-----	-----	-----	0.3	9.88	<b>0.001</b>
	Abund.	0.3	3.58	<b>0.001</b>	-----	----	-----	0.47	13.21	<b>0.01</b>	0.23	3.36	<b>0.001</b>

## Discussão

Ao observarmos a ictiofauna à montante da barragem da UHE Cana Brava, não foi possível verificar uma redução gradual no número absoluto de espécies, na abundância

total taxonômica e composição da riqueza funcional ao longo dos anos. Na verdade, houve um aumento no número de espécies, espécimes e traços durante o período de enchimento do reservatório, que também foi o período de resgates de peixes, seguido de um decaimento para os níveis observados anteriormente. Porém, percebemos que a distribuição funcional baseada na abundância das espécies diminuiu gradualmente. Apesar de não identificarmos uma redução temporal numérica entre assembleias de peixes ao longo do tempo, ao verificarmos os padrões de substituição na composição de espécies e traços (*e.g.* espécies bentônicas- detritívoras por pelágicas-onívoras), obtivemos respostas mais reveladoras quanto as trajetórias e diferenças na estrutura da biodiversidade de peixes promovidas pela inserção da barragem. Principalmente quando observados os componentes da diversidade beta temporal e as modificações ambientais da paisagem que influenciam nessa estruturação.

Durante o enchimento do reservatório da UHE Cana Brava no ano de 2002 (períodos 6-7) houve um aumento notório da riqueza e abundância de espécies e da riqueza de traços funcionais. De fato, além do possível acréscimo de espécies/abundância resultante das operações de resgate da ictiofauna, esse período é reconhecido pelo “surto trófico” e marcado pela grande concentração de nutrientes liberados via decomposição da matéria orgânica inundada (Kimmel and Groeger, 1986; Kimmel *et al.*, 1990). Essa disponibilidade de recursos propicia um acréscimo na riqueza e abundância tanto na perspectiva taxonômica (Agostinho *et al.*, 2007; 2016; Monaghan *et al.*, 2019), quanto na funcional (Lima *et al.*, 2017; Perônico *et al.*, 2019).

Ao invés de um decaimento na quantidade de espécies e densidade de espécimes nos anos posteriores à inserção da barragem (Araújo *et al.*, 2013; Agostinho *et al.*, 2016) e uma estabilização em níveis menores após os cinco anos (tempo médio) (Agostinho *et al.*, 2007; Lima *et al.*, 2015; 2017), ocorreu uma substituição de várias espécies. O número absoluto de espécies/abundância se manteve nos níveis anteriores, exceto para divergência funcional ponderada pela abundância das espécies. Isso demonstra a importância de se contemplar mais de uma faceta da biodiversidade (Cianciaruso *et al.*, 2009), visto que, mesmo que a quantidade absoluta/abundância das espécies de peixes e riqueza de traços tenham diminuído ao longo do tempo, a diminuição gradual da abundância de determinados traços sensíveis aos efeitos do barramento pode ser identificada (Lima *et al.*, 2017; Perônico *et al.*, 2019).

Sabe-se que a riqueza e abundância baseada na quantidade absoluta de espécies/espécimes de peixes em reservatórios varia de acordo com alguns fatores (e.g. área de influência, idade e da bacia onde se localiza) (Agostinho *et al.*, 2007; 2016). Na presente avaliação, a soma de alguns fatores pode propiciar padrões diferentes do esperado para uma observação contínua a longo prazo como, por exemplo, o fato de que a região amostrada já era regulada por uma barragem à montante (Agostinho *et al.*, 2009; Mazzoni *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2017). Além disso, o tempo de observação pode ainda ser curto para observar mudanças mais drásticas (Agostinho *et al.*, 2016). Sobretudo, diante da quantidade de afluentes laterais (fig.1) e a capacidade de reprodução nessas áreas, a colonização das espécies com pré-adaptações favoráveis as condições do reservatório pode ser um fator mais determinante na substituição de espécies e estabilização da quantidade absoluta de espécies/traços e abundância (Gomes and Miranda, 2001; Agostinho *et al.*, 2007; 2016).

A substituição das espécies se destaca quando observadas as diferenças de composição (baseada em presença e ausência e abundância) das assembleias de peixes entre os períodos pré e pós barramento. Para diversidade funcional, a diferença só foi percebida para abundância dos traços. Diante da alta quantidade de espécies de peixes com traços redundantes, em ecossistemas fluviais neotropicais (Nelson *et al.*, 2016; Toussaint *et al.*, 2016), já era esperada uma mudança na composição de espécies entre os períodos (Agostinho *et al.*, 2016; Branquinho & Brito, 2016), com uma menor variação baseada na presença e ausência das características, porém, alterações relevantes na abundância desses traços (Perônico *et al.*, 2019).

Dentre as espécies coletadas ao longo do tempo, foi possível observar a diminuição na abundância de algumas, com traços em comum menos aptos ao novo ecossistema, por exemplo, migratórias de longa distância (e.g. *Prochilodus nigricans*, *Pimelodus blochii*, *Raphiodon vulpinus*) e bentônicas detritívoras (e.g. família *Loricariidae*). Espécies migradoras de longa distância e com comportamentos mais restritos às características naturais do ambiente lótico, são mais afetadas após a formação de um reservatório e tendem a diminuir ao longo do tempo (Lima *et al.*, 2018; Perônico *et al.*, 2019) e podem, em certas circunstâncias, entrar em colapso ou até mesmo desaparecer da região (Agostinho *et al.* 2008; Santos *et al.*, 2017).

Em contrapartida, as espécies que aumentaram a abundância após o barramento possuem uma maior plasticidade comportamental, em geral são sedentárias e possuem

uma dieta baseada em algas, peixes e invertebrados (as vezes onívoras para esses recursos), como por exemplo: *Moenkhausia dichroua*, *Roeboides affinis*, *Cynodon gibbus*, *Serrasalmus eigenmanni*, *Serrasalmus rhombeus*, *Plagioscion Squamosissimus*. O ambiente lântico propicia um aumento na abundância e riqueza de espécies com maior plasticidade de comportamento, geralmente as que tende a onivoria, têm pequeno porte, que não migram ou com migrações curtas (sedentárias), as quais têm um alto potencial reprodutivo (e.g. Ciclídeos) (Agostinho *et al.*, 2007; Lima *et al.*, 2018), principalmente, nesse caso, um reservatório localizados imediatamente a jusante numa cascata, podendo ter uma complexidade de habitat ainda mais reduzida (Santos *et al.*, 2017).

A observação da composição das assembleias de peixes ao longo dos 15 anos, nos permitiu identificar trajetórias de estruturação. Apesar de esperarmos um modelo *Saltatório Direcional*, a estruturação foi semelhante para as diferentes facetas da biodiversidade analisadas (taxonômica e funcional, para presença-ausência e abundância) e se enquadram no modelo *Saltatório Não-Direcional*, compatível com um equilíbrio solto (*Loose Equilibrium Concept*). Realmente, as comunidades biológicas podem não obedecer a um modelo exato trajetória temporal, ou necessitam de um tempo muito grande de observação (e.g. 40 anos) (Matheus *et al.*, 2013). Para assembleias de peixes sobre influência de barragens, é comum uma fase de equilíbrio (antes da inserção), seguida de um desequilíbrio decorrente do surto trófico e um reequilíbrio diferente do inicial, de acordo com as condições ambientais do novo ecossistema (Baranov, 1961; Monaghan *et al.*, 2019). Porém, mesmo diante das pressuposições de diminuição e aumento de algumas espécies e traços, a reestruturação das assembleias de peixes em ambientes neotropicais não é fácil de prever (Agostinho *et al.*, 2016). Assim, houveram evidências de divergência devido ao barramento do rio, porém, até então, não houve um direcionamento na reestruturação dessa comunidade.

Como visto, a substituição de espécies/traços (principalmente quando observadas as abundâncias) foi determinante na estruturação ictiofauna ao longo do tempo, isso foi reforçado ao analisarmos a dissimilaridade entre os períodos (diversidade beta temporal). Nesse sentido, os padrões de substituição de espécies que ocorreram antes, foram diferentes dos que ocorreram depois do barramento. Como já relatado, principalmente a abundância de algumas espécies e traços mudaram consideravelmente quando comparados os períodos pré e pós, em decorrência das mudanças gerais recorrentes à formação de reservatórios (Agostinho *et al.*, 1992; 2016; Monaghan *et al.*,

2019). Enquanto as assembleias de peixes encontradas antes do barramento são determinadas por filtros ambientais naturais, os períodos pós barramento favorecem a substituição por espécies mais generalistas, selecionadas a partir da filtragem antrópica (Agostinho *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2017). A diferença de riqueza/abundância contribuiu menos, pois é quantitativa e baseada na subtração do número de espécies e abundância, que não variou muito entre os pares de períodos, já a substituição é baseada na composição e ressalta as espécies/traços únicos ou espécies/traços com abundâncias exclusivas (Podani and Schmera, 2011). Dessa forma, os padrões de substituição das espécies/traços mudaram, logo, a dissimilaridade temporal (beta total) também mudou quando comparados os períodos os períodos pré e pós barramento.

Diante disso, verificamos que essa dissimilaridade das assembleias de peixes registradas entre os períodos é influenciada por modificações ambientais, mais especificamente, pelas modificações da paisagem adjacente a UHE Cana Brava, em detrimento das variações limnológicas locais. Essas últimas podem ser mais importantes na fase de enchimento (e.g. surto trófico) (Agostinho *et al.*, 2007:2016), porém, ao longo dos períodos subsequentes as características limnológicas são mais homogêneas, principalmente, se o reservatório em questão é regulado por outro à montante (Barbosa *et al.*, 1999; Santos *et al.*, 2017) e podem não demonstrar influência direta sobre ictiofauna (Carol *et al.*, 2006). O barramento de um rio cria um novo ecossistema (Baxter, 1977) e a estruturação das assembleias de peixes pode variar de acordo com as especificidades da paisagem que são alteradas a partir da inserção da barragem (Agostinho *et al.*, 2016; Poff & Zimmerman, 2010).

Dentre as características da paisagem, as classes “Curso hídrico” e a “Infraestrutura urbana” foram os aspectos mais determinantes nos padrões de diversidade beta temporal, exceto para diferença de abundância taxonômica. Isso demonstra que a diferença quantitativa na abundância das espécies entre todos períodos, não foi determinada pelos fatores limnológicos e nem da paisagem. Porém, a diferença de abundância para os traços funcionais corresponde às modificações da paisagem, pois essas impactam diretamente no modo de vida das espécies (Santos *et al.*, 2017). As modificações na classe “Curso Hídrico” correspondem a área inundada, ou seja, mudou abruptamente após 2002 (períodos 6-7, ver tabela S6 material suplementar). Essa variável está ligada as mudanças no fluxo d’ água e transformação do ambiente lótico em lântico, que são um dos principais motivos de alterações nos padrões de diversidade alfa e beta,

podendo alterar a dispersão, bem como o modo de vida de muitas espécies (Pelicice *et al.*, 2015; Vitorino Jr. *et al.*, 2016). Já a classe “Infraestrutura Urbana” mudou gradualmente e remete aos impactos socio-econômicos da formação de reservatórios (Tilt *et al.*, 2009), pode influenciar indiretamente nas alterações verificadas para a ictiofauna, pois é aliada a fatores que não foram observados nesse trabalho, por exemplo, gestão da pesca (Agostinho *et al.*, 2007; Philippsen *et al.*, 2019) e produtividade primária (Vanni *et al.*, 2005; 2006; Monaghan *et al.*, 2019).

## Conclusão

Verificamos que a adição de mais uma barragem na cabeceira do rio Tocantins promoveu alterações sobre a diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna ao longo de 15 anos. A avaliação temporal da região não demonstrou uma redução gradual no número absoluto das espécies, espécimes e riqueza funcional, porém, a composição funcional ponderada pela abundância das espécies diminuiu. Ou seja, a redundância funcional contribuiu para permanência de alguns traços, porém, numa menor densidade. Nesse sentido, observamos uma menor quantidade de peixes que migram longa distância e bentônicos detritívoros e um aumento de espécimes mais generalistas, como sedentários, algívoros e onívoros. Constatamos que essas substituições de espécies e traços funcionais promovem uma dissimilaridade e modificam a composição das assembleias de peixes ao longo do tempo. Ressaltamos também que esses efeitos correspondem as alterações na paisagem que formam o novo ecossistema. Por fim, recomendamos que haja avaliação contínua da região, pois espera-se possíveis reduções no número de espécies/traços, conforme ocorreram em outros locais sob influência de barragens no mesmo rio (Lima *et al.*, 2016; Perônico *et al.*, 2019). Além disso, nossa expectativa é que essa e outras possíveis investigações na região forneçam informações importantes para delineamento de estratégias de conservação da ictiofauna.

## Referências

- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. UEM. 501p.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C., Ortega, J. C., & Pelicice, F. M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26-36.
- Agostinho, A. A., Júlio Jr, H. F., & Borghetti, J. R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista Unimar*, 14(ssupl).

- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Gomes, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 1119-1132.
- Agostinho, C. S.; Pelicice, F. M. & Marques, E. E. 2009. Reservatório de peixe angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. São Carlos, RiMa. 188p.
- Araújo, E. S., Marques, E. E., Freitas, I. S., Neuberger, A. L., Fernandes, R., & Pelicice, F. M. 2013. Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecology of Freshwater Fish*, 22(4), 543-552.
- Baranov, I. V. 1961. Biohydrochemical classification of the reservoirs in the European USSR. *The storage lakes of the USSR and their importance for fishery*. Edited by PV Tyurin. Israel Program for Scientific Translation, Jerusalem, Israel, 139-183.
- Barbosa, F. A. R., Padisák, J., Espíndola, E. L. G., Borics, G., & Rocha, O. 1999. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. 425-439p.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134-143.
- Baxter, R. M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8(1), 255-283.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. 2018. *Numerical ecology with R*. Springer.
- Branquinho, A., & Brito, D. 2016. Impact of dams on global biodiversity: A scientometric analysis. *Neotropical Biology and Conservation*, 11(2), 101-109.
- Brasil, Ministério de Minas e Energia. 2015. Plano Decenal de Expansão de Energia 2024. *Empresa de Pesquisa Energética*. Brasília: MME/EPE. 467p.
- Cardoso, P., Rigal, F., & Carvalho, J. C. 2015. BAT–Biodiversity Assessment Tools, an R package for the measurement and estimation of alpha and beta taxon, phylogenetic and functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(2), 232-236.
- Carol, J., Benejam, L., Alcaraz, C., Vila-Gispert, A., Zamora, L., Navarro, E., ... & García-Berthou, E. 2006. The effects of limnological features on fish assemblages of 14 Spanish reservoirs. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(1), 66-77.
- Ceschin, F., Bini, L. M., & Padial, A. A. 2018. Correlates of fish and aquatic macrophyte beta diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 805(1), 377-389.
- Chambers, J. M. 1992. Linear models, eds. *JM Chambers and TJ Hastie*, Wadsworth & Brooks/Cole.
- Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., Batalha, M. A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3), 93-103.
- Collins, S. L. 2000. Disturbance frequency and community stability in native tallgrass prairie. *The American Naturalist*, 155(3), 311-325.
- DeAngelis, D. L., Waterhouse, J. C., Post, W. M., & O'Neill, R. V. 1985. Ecological modelling and disturbance evaluation. *Ecological Modelling*, 29(1-4), 399-419.

- Garavello, J. C., Garavello, J. P., & Oliveira, A. K. 2010. Ichthyofauna, fish supply and fishermen activities on the mid-Tocantins River, Maranhão State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3), 575-585.
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M. L., Roumet, C., Debussche, M., ... & Neill, C. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, 85(9), 2630-2637.
- Gomes, L. C., & Miranda, L. E. 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River Basin. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 17(1), 67-76.
- Helfman, G., Collette, B. B., Facey, D. E., & Bowen, B. W. 2009. *The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology*. John Wiley & Sons. 737 p.
- Kimmel, B.L., Groeger, A.W., 1986. Limnological and ecological changes associated with reservoir aging. In: Hall, G.E., Van Den Avyle, M.J. (Eds.), *Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's*. American Fisheries Society, Bethesda, pp.103–109.
- Kimmel, B.L., Lind, O.T., Paulson, L.J., 1990. Reservoir primary production. In: Thornton, K.W., Kimmel, B.L., Payne, F.E. (Eds.), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley and Sons, New York, NY, pp. 133–194.
- Laliberté, E., & Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.
- Legendre, P., & Anderson, M. J. 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological monographs*, 69(1), 1-24.
- Lima, A. C., Agostinho, C. S., Sayanda, D., Pelicice, F. M., Soares, A. M., & Monaghan, K. A. 2015. The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia*, 763(1), 207-221.
- Lima, A. C., Sayanda, D., Agostinho, C. S., Machado, A. L., Soares, A. M., & Monaghan, K. A. 2018. Using a trait-based approach to measure the impact of dam closure in fish communities of a Neotropical River. *Ecology of Freshwater Fish*, 27(1), 408-420.
- Malabarba, L. R., & Reis, R. E. 1987. Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas. *Sociedade Brasileira de Zoologia (Campinas)*, 36, 1-14.
- MapBiomias, P. 2019. Coleção 4 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <https://www.mapbiomas.org>.
- Matthews, W. J., Marsh-Matthews, E., Cashner, R. C., & Gelwick, F. 2013. Disturbance and trajectory of change in a stream fish community over four decades. *Oecologia*, 173(3), 955-969.
- Mazzoni R., Petito J. 2012. Distribuição, Abundância e estrutura das populações de peixes antes e depois do represamento in *Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa: 15 anos de estudos da ictiofauna do Alto Tocantins*. Rio de Janeiro: Furnas. 139-167.
- Miller, J. K., & Farr, S. D. 1971. Bimultivariate redundancy: A comprehensive measure of interbattery relationship. *Multivariate Behavioral Research*, 6(3), 313-324.

- Monaghan, K. A., Agostinho, C. S., Pelicice, F. M., & Soares, A. M. 2019. The impact of a hydroelectric dam on Neotropical fish communities: A spatio-temporal analysis of the Trophic Upsurge Hypothesis. *Ecology of Freshwater Fish*.
- Nelson, J. S., Grande, T. C., & Wilson, M. V. 2016. *Fishes of the World*. John Wiley & Sons. 756
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... & Stevens, M. H. H. 2016. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-1. 2016.
- Pelicice, F. M., Pompeu, P. S., & Agostinho, A. A. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16(4), 697-715
- Pereira, H. R., Gomes, L. F., de Oliveira Barbosa, H., Pelicice, F. M., Nabout, J. C., Teresa, F. B., & Vieira, L. C. G. 2020. Research on dams and fishes: determinants, directions, and gaps in the world scientific production. *Hydrobiologia*, 847(2), 579-592.
- Perônico, P. B., Agostinho, C. S., Fernandes, R., & Pelicice, F. M. 2020. Community reassembly after river regulation: rapid loss of fish diversity and the emergence of a new state. *Hydrobiologia*, 847(2), 519-533.
- Philippsen, J. S., Minte-Vera, C. V., Coll, M., & Angelini, R. 2019. Assessing fishing impacts in a tropical reservoir through an ecosystem modeling approach. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(1), 125-146.
- Podani, J., & Schmera, D. 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. *Oikos*, 120(11), 1625-1638.
- Podani, J., Ricotta, C., & Schmera, D. 2013. A general framework for analyzing beta diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data. *Ecological Complexity*, 15, 52-61.
- Poff, N. L., & Zimmerman, J. K. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater biology*, 55(1), 194-205.
- R development core team. 2019. A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna .Disponível em <<http://www.R-project.org>>.
- Ribeiro, M. C. L. D. B., Petrere, M., & Juras, A. A. 1995. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia—Tocantins River Basin, Brazil. *Regulated rivers: research & management*, 11(3-4), 325-350.
- Santos, G. M., Mérona, B. D., Juras, A. A., Jégu, M. 2004. Peixes do Baixo Rio Tocantins: 20 anos depois da usina hidrelétrica Tucuruí. *Eletrobras*. 216p.
- Santos, N. C. L., et al., 2017. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia* 802(1): 245–253.
- Tilt, B., Braun, Y., & He, D. 2009. Social impacts of large dam projects: A comparison of international case studies and implications for best practice. *Journal of environmental management*, 90, S249-S257.

- 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.
- Tractabel-Energia. 2017. *Relatório de Monitoramento da UHE Cana Brava*. Disponível em: <http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidretricas/Cana%20Brava/Relatorio%20Monitoramento/>.
- Turgeon, K., Solomon, C. T., Nozais, C., & Gregory-Eaves, I. 2016. Do novel ecosystems follow predictable trajectories? Testing the trophic surge hypothesis in reservoirs using fish. *Ecosphere*, 7(12), e01617.
- Turgeon, K., Turpin, C., & Gregory-Eaves, I. 2019. Boreal river impoundments caused nearshore fish community assemblage shifts but little change in diversity: a multiscale analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76(5), 740-752.
- Vanni, M. J., Arend, K. K., Bremigan, M. T., Bunnell, D. B., Garvey, J. E., Gonzalez, M. J., ... & Stein, R. A. 2005. Linking landscapes and food webs: effects of omnivorous fish and watersheds on reservoir ecosystems. *BioScience*, 55(2), 155-167.
- Vanni, M. J., Bowling, A. M., Dickman, E. M., Hale, R. S., Higgins, K. A., Horgan, M. J., ... & Stein, R. A. 2006. Nutrient cycling by fish supports relatively more primary production as lake productivity increases. *Ecology*, 87(7), 1696-1709.
- Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
- Vitorino Júnior, O. B., Fernandes, R., Agostinho, C. S., & Pelicice, F. M. 2016. Riverine networks constrain  $\beta$ -diversity patterns among fish assemblages in a large Neotropical river. *Freshwater Biology*, 61(10), 1733-1745.
- Ward, J. V., & Stanford, J. A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of lotic ecosystems*, 10, 29-42.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, 30(3), 279-338.
- Wickham, H. 2011. ggplot2. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 3(2), 180-185.
- 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(8), 737-751.
- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., ... & Stiassny, M. L. J. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269), 128-1.
- Zuur, A., E. N. Ieno & G. M. Smith, 2007. *Analyzing Ecological Data*. Springer, New York: 672

### (Métodos e Resultados suplementares)

Conteúdo:

**Tabela S1-** Períodos de amostragem (UA=unidades amostrais, n=29).

**Tabela S2-** Classificação, abundância e exclusividade (x) das espécies de peixes coletados antes e depois da implementação da barragem da UHE Cana Brava.

**Tabela S3-** Caracterização dos traços, obtidos em Perônico *et al.* (2019) e utilizados para descrever a estruturação funcional das assembleias de peixe sob influência da barragem da UHE Cana brava.

**Tabela S4-** Traços funcionais da ictiofauna coletada antes e depois da inserção da barragem da UHE Cana Brava, conforme Perônico *et al.* (2019).

**Tabela S5-** Valores médios das características limnológicas aferidas na área de influência da UHE Cana Brava.

**Tabela S6-** Valores (%) das características da paisagem adjacente à barragem da UHE Cana Brava, entre os anos de 2000-2014.

**Tabela S7-** Valores obtidos a partir de análises de *PERMANOVA* aplicadas a cada unidade amostral de tempo (UA) a fim de verificar se as características limnológicas variavam entre os locais de coleta.

**Tabela S8-** Valores de explicação ( $R^2_{adj}$ ) das variáveis de paisagem retidas via *Forward Selection* em relação aos componentes da diversidade beta temporal para a ictiofauna sob influência da Barragem da UHE Cana Brava entre 2000-2014.

**Tabela S1-** Períodos de amostragem (UA=unidades amostrais, n=29), compreendendo 15 anos. (1-5) Pré-barramento, (6-7) enchimento/resgate e (8-29) pós-barramento. Para UA1 e UA2, foram disponibilizados dados referentes a coletas realizadas em diferentes meses, porém, disponibilizados como uma amostragem única.

<b>Períodos (UA)</b>	<b>Mês</b>	<b>Ano</b>	<b>Fase</b>
1	Março e Julho	2000	Pré- Barramento
2	Outubro e Novembro	2000	Pré- Barramento
3	Junho	2001	Pré- Barramento
4	Julho	2001	Pré- Barramento
5	Novembro	2001	Pré- Barramento
6	Janeiro	2002	Enchimento/resgate
7	Setembro	2002	Enchimento/resgate
8	Junho	2003	Pós-Barramento
9	Setembro	2003	Pós-Barramento
10	Dezembro	2003	Pós-Barramento
11	Abril	2004	Pós-Barramento
12	Julho	2004	Pós-Barramento
13	Janeiro	2005	Pós-Barramento
14	Setembro	2005	Pós-Barramento
15	Abril	2006	Pós-Barramento
16	Outubro	2006	Pós-Barramento
17	Março	2007	Pós-Barramento
18	Fevereiro	2008	Pós-Barramento
19	Agosto	2008	Pós-Barramento
20	Dezembro	2008	Pós-Barramento
21	Setembro	2009	Pós-Barramento
22	Novembro	2009	Pós-Barramento
23	Outubro	2010	Pós-Barramento
24	Março	2011	Pós-Barramento
25	Agosto	2011	Pós-Barramento
26	Fevereiro	2012	Pós-Barramento
27	Setembro	2012	Pós-Barramento
28	Dezembro	2013	Pós-Barramento
29	Junho	2014	Pós-Barramento

**Tabela S2-** Classificação, abundância e exclusividade (Exc, assinalada com “x”) das espécies de peixes coletados antes e depois da implementação da barragem da UHE Cana Brava.

<b>Taxón</b>	<b>Antes</b>	<b>Depois</b>	<b>Abund. Total por espécie</b>	<b>Exc. antes</b>	<b>Exc. depois</b>
<b>CHONDRICHTHYES</b>					
<b>RAJIFORMES</b>					
<b>POTAMOTRYGONIDAE</b>					
<i>Potamotrygon</i> sp.	3	0	3	x	
<i>Potamotrygon motoro</i>	1	4	5		
<i>Potamotrygon orbignyi</i>	30	7	37		
<b>OSTARIOPHYSI</b>					
<b>BELONIFORMES</b>					
<b>BELONIDAE</b>					
<i>Pseudotrylosurus microps</i>	3	10	13		
<b>CHARACIFORMES</b>					
<b>ANOSTOMIDAE</b>					
<i>Leporinus affinis</i>	137	45	182		
<i>Leporinus fasciatus</i>	4	2	6		
<i>Leporinus friderici</i>	60	47	107		
<i>Leporinus</i> sp.1	2	3	5		
<i>Leporinus</i> sp.2	25	0	25	x	
<i>Leporinus</i> sp.3	0	1	1		x
<i>Leporinus tigrinus</i>	0	1	1		x
<i>Leporinus trifasciatus</i>	11	0	11	x	
<i>Schizodon vittatus</i>	33	71	104		
<b>BRYCONIDAE</b>					
<i>Brycon</i> cf. <i>gouldingi</i>	0	4	4		x
<i>Brycon pesu</i>	342	2	344		
<b>CHARACIDAE</b>					
<i>Astyanax</i> cf. <i>goyacensis</i>	21	24	45		
<i>Astyanax</i> sp.1	95	2	97		
<i>Astyanax</i> sp.2	316	35	351		
<i>Astyanax</i> sp.3	4	0	4	x	
<i>Chalceus epakros</i>	11	1	12		
<i>Charax leticiae</i>	0	27	27		x
<i>Galeocharax</i> cf. <i>gulo</i>	2	13	15		
<i>Hemigrammus tocantinsi</i>	0	18	18		x
<i>Hyphessobrycon tropis</i>	0	23	23		x
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>dichrourea</i>	0	2182	2182		x
<i>Moenkhausia lepidura</i>	0	19	19		x
<i>Moenkhausia tergimacula</i>	0	2	2		x
<i>Phenacogaster</i> sp.	0	1	1		x
<i>Roeboides affinis</i>	4	181	185		
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	5	2	7		

Continuação...

<b>Taxón</b>	<b>Antes</b>	<b>Depois</b>	<b>Abund. Total por espécie</b>	<b>exc. antes</b>	<b>exc. depois</b>
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	0	3	3		x
<i>Tetragonopterus</i> sp.	7	1	8		
<b>CHILODONTIDAE</b>					
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	26	15	41		
<b>CTENOLUCIIDAE</b>					
<i>Boulengerella cuvieri</i>	135	211	346		
<b>CURIMATIDAE</b>					
<i>Curimata cyprinoides</i>	62	151	213		
<i>Cyphocharax</i> sp.	0	5	5		x
<i>Psectrogaster amazonica</i>	435	27	462		
<b>CYNODONTIDAE</b>					
<i>Cynodon gibbus</i>	22	132	154		
<i>Hydrolycus armatus</i>	14	24	38		
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	154	13	167		
<b>ERYTHRINIDAE</b>					
<i>Hoplias</i> cf. <i>lacerdae</i>	0	3	3		x
<i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i>	53	70	123		
<b>HEMIODONTIDAE</b>					
<i>Hemiodus microlepis</i>	268	364	632		
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	224	416	640		
<b>IGUANODECTIDAE</b>					
<i>Bryconops</i> cf. <i>melanurus</i>	6	13	19		
<i>Bryconops alburnoides</i>	0	853	853		x
<i>Bryconops</i> sp.	0	47	47		x
<b>PROCHILODONTIDAE</b>					
<i>Prochilodus nigricans</i>	322	71	393		
<b>SERRASALMIDAE</b>					
<i>Metynnis lippincottianus</i>	1018	17	1035		
<i>Mylesinus paucisquamatus</i>	5	70	75		
<i>Myleus setiger</i>	0	4	4		x
<i>Myleus</i> sp.2	177	0	177	x	
<i>Myleus torquatus</i>	24	5	29		
<i>Myloplus rubripinnis</i>	220	116	336		
<i>Mylossoma duriventre</i>	1	1	2		
<i>Piaractus brachypomus</i>	1	1	2		
<i>Pygocentrus nattereri</i>	2	11	13		
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	136	359	495		
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	101	920	1021		
<b>TRIPORTHEIDAE</b>					
<i>Agoniates halecinus</i>	0	446	446		x
<i>Triportheus albus</i>	57	45	102		
<i>Triportheus trifurcatus</i>	5	4	9		
<b>GYMNOTIFORMES</b>					

Continuação...

<b>Taxón</b>	<b>Antes</b>	<b>Depois</b>	<b>Abund. Total por espécie</b>	<b>exc. antes</b>	<b>exc. depois</b>
<b>GYMNOTIDAE</b>					
<i>Electrophorus electricus</i>	2	1	3		
<i>Gymnotus carapo</i>	22	0	22	x	
<b>STERNOPYGIDAE</b>					
<i>Eigenmannia</i> sp.	0	4	4		x
<i>Eigenmannia</i> cf. <i>trilineata</i>	0	5	5		x
<i>Sternopygus macrurus</i>	39	2	41		
<b>CICHLIFORMES</b>					
<b>CICHLIDAE</b>					
<i>Cichla kelberi</i>	29	4	33		
<i>Cichla piquiti</i>	34	167	201		
<i>Cichlasoma araguaiense</i>	0	36	36		x
<i>Coptodon rendalli</i>	0	1	1		x
<i>Crenicichla lugubris</i>	2	13	15		
<i>Crenicichla marmorata</i>	0	22	22		x
<i>Crenicichla</i> sp.2	15	1	16		
<i>Crenicichla</i> sp.3	22	0	22	x	
<i>Crenicichla strigata</i>	6	14	20		
<i>Geophagus neambi</i>	351	228	579		
<i>Satanoperca acuticeps</i>	0	11	11		x
<i>Satanoperca Jurupari</i>	0	206	206		x
<b>INCERTAE SEDIS</b>					
<b>SCIAENIDAE</b>					
<i>Pachyops fourcroi</i>	20	0	20	x	
<i>Pachyurus junki</i>	25	3	28		
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	157	747	904		
<b>SILURIFORMES</b>					
<b>AUCHENIPTERIDAE</b>					
<i>Ageneiosus inermis</i>	3	13	16		
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	592	780	1372		
<i>Tocantinsia piresi</i>	2	0	2	x	
<b>CETOPISIDAE</b>					
<i>Cetopsis caiapó</i>	2	0	2	x	
<b>DORADIDAE</b>					
<i>Oxydoras niger</i>	0	16	16		x
<i>Platydoras costatus</i>	1	84	85		
<i>Pterodoras granulosus</i>	29	9	38		
<b>HEPTAPTERIDAE</b>					
<i>Pimelodella</i> sp.	0	3	3		x
<b>LORICARIIDAE</b>					
<i>Hypostomus plecostomus</i>	45	26	71		
<i>Loricaria</i> cf. <i>cataphracta</i>	14	0	14	x	
<i>Loricaria</i> sp.3	17	0	17	x	

Continuação...

<b>Taxón</b>	<b>Antes</b>	<b>Depois</b>	<b>Abund. Total por espécie</b>	<b>exc. antes</b>	<b>exc. depois</b>
<i>Loricaria</i> sp.4	28	0	28	x	
<i>Loricaria</i> sp.5	9	0	9	x	
<i>Loricaria</i> sp.6	6	0	6	x	
<i>Loricariichthys nudirostris</i>	1	0	1	x	
<i>Panaque nigrolineatus</i>	95	6	101		
<i>Squaliforma emarginata</i>	778	86	864		
<i>Sturisoma rostratum</i>	96	0	96	x	
<b>PIMELODIDAE</b>					
<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>	3	5			
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	33	0	33	x	
<i>Pimelodus blochii</i>	529	8	537		
<i>Pimelodus</i> sp.	70	5	75		
<i>Pinirampus pirinampu</i>	16	73	89		
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	1	1	2		
<i>Sorubim lima</i>	4	29	33		
<i>Zungaro zungaro</i>	3	0	3	x	
<b>PSEUDOPIMELODIDAE</b>					
<i>Pseudopimelodus</i> sp.	10	0	10	x	
<b>SYNBRANCHIFORMES</b>					
<b>SYNBRANCHIDAE</b>					
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	2	2		x
<hr/>					
<b>Nº de espécies por fase</b>	<b>83</b>	<b>90</b>			
<b>Abund. Total por fase</b>	<b>7.695</b>	<b>9.756</b>	<b>Total= 17.451</b>		

**Tabela S3-** Caracterização dos traços, obtidos em Perônico *et al.* (2019) e utilizados para descrever a estruturação funcional das assembleias de peixe sob influência da barragem da UHE Cana brava.

<b>Traços</b>	<b>Estados-traço</b>	<b>Descrição</b>
<b>Morfologia</b>	Ltmax < 10 cm (1)	Comprimento total máximo registrado
	10.1 < Ltmax < 20 (2)	
	20.1 < Ltmax < 30 (3)	
	30.1 < Ltmax < 40 (4)	
	40.1 < Ltmax < 50 (5)	
	Ltmax > 50 (6)	
<b>Forma do corpo</b>	Anguilliforme (ANGUI)	Corpo alongado sem barbatanas: Synbranchiformes

*Continuação...*

<b>Traços</b>	<b>Estados-traço</b>	<b>Descrição</b>
	Alongada (EL)	Corpo alongado com barbatanas: Gymnotiformes
	Fusifor-me/cilíndrico (FC)	Corpo longo com geometria cilíndrica: alguns Characiformes (e.g. Anostomidae)
	Compressão dorsoventral (DVC)	Corpo comprimido dorsoventralmente: Siluriformes
	Compressão lateral	Corpo comprimido lateralmente: a maioria dos Characiformes
	Arredondado com compressão dorsoventral (RDVC)	Corpo redondo comprimido dorsoventralmente: Rajiiformes
	Arredondado com compressão lateral (RLC)	Corpo redondo comprimido lateralmente: alguns Characiformes (por exemplo, Serrassalmidae)
<b>Natação</b>	Anguilliforme (ANGUI)	Ondulação do corpo e barbatana caudal
	Carangiforme (CARAN)	Oscilação do corpo e barbatana caudal
	Labriforme (LABRI)	Oscilação das barbatanas peitorais
	Rajiforme (RAJI)	Ondulação do corpo
	Gymnotiforme	Ondulação da barbatana anal
<b>Alimentação</b>	Algívoro (ALGI)	Volume > 20% das algas
	Detritívoro (DET)	Volume > 20% dos sedimentos
	Herbívoro (HERB)	Volume > 20 % das plantas
	Invertívoro (INVER)	Volume > 20% dos invertebrados
	Piscívoro (PISC)	Volume > 20% dos peixes
<b>Fecundação</b>	Interna (Internal)	Os ovos são fertilizados dentro da fêmea
	Externa (External)	Os ovos são fertilizados no ambiente
<b>Desenvolvimento dos embriões</b>	Interno (Internal)	Embrião se desenvolve dentro da fêmea
	Externo (External)	Embrião se desenvolve no ambiente
<b>Cuidado parental</b>	Presente (Present)	Cuidado com a prole (ninhas, ovos e/ou jovens)
	Ausente (Absent)	Sem me importar
<b>Migração</b>	Sedentários (SED)	Sem comportamento migratório
	Migração de curta distância (SM)	Movimentos migratórios abaixo de 100 km
	Migração de longa distância (LMD)	Movimentos migratórios mais de 100 km
<b>Habitat</b>	Bentônico (BENT)	Associado com o fundo
	Estruturalmente dependente (STR)	Associado com rochas, troncos ou vegetação
	Pelágicos (WC)	Associado com a coluna de água

**Tabela S4-** Traços funcionais da ictiofauna coletada antes e depois da inserção da barragem da UHE Cana Brava, conforme Perônico et al. (2019).

<b>Espécies</b>	<b>Comprimento Máximo</b>	<b>Forma do corpo</b>	<b>Natação</b>	<b>Alimentação</b>	<b>Fecundação</b>	<b>Desenvolvimento do Embrião</b>	<b>Cuidado Parental</b>	<b>Migração</b>	<b>Habitat</b>
<i>Ageneiosus inermis</i>	6	DVC	CARAN	PISC	Internal	External	Absent	SM	WC
<i>Agoniatas halecinus</i>	3	FC	CARAN	INVER-PISC	External	External	Absent	SM	WC
<i>Astyanax cf. goyacensis</i>	1	LC	CARAN	HERB	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	2	LC	CARAN	INVER-PISC	Internal	External	Absent	SM	BENT
<i>Boulengerella cuvieri</i>	6	FC	CARAN	PISC	External	External	Absent	SM	WC
<i>Brycon cf. gouldingi</i>	5	LC	CARAN	PISC	External	External	Absent	LM	WC
<i>Brycon pesu</i>	2	LC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SED	WC
<i>Bryconops alburnoides</i>	2	LC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	2	LC	CARAN	DET-INVER	External	External	Absent	SED	BENT/STRU
<i>Chalceus epakros</i>	2	FC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Charax leticiae</i>	2	LC	CARAN	HERB	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Cichla kelberi</i>	3	LC	RI CARAN/LAB	PISC	External	External	Present	SED	STRU
<i>Cichla piquiti</i>	5	LC	RI CARAN/LAB	PISC	External	External	Present	SED	STRU
<i>Cichlasoma araguaiense</i>	1	RLC	RI CARAN/LAB	INVER	External	External	Present	SED	BENT/STRU
<i>Crenicichla lugubris</i>	3	LC	RI CARAN/LAB	PISC	External	External	Present	SED	STRU
<i>Crenicichla marmorata</i>	3	LC	RI CARAN/LAB	PISC	External	External	Present	SED	STRU
<i>Crenicichla strigata</i>	3	LC	RI	ALGI- INVER-PISC	External	External	Present	SED	STRU

Continuação...

Espécies	Comprimento	Forma do corpo	Natação	Alimentação	Fecundação	Desenvolvimento do Embrião	Cuidado		Habitat
	Máximo						Parental	Migração	
<i>Curimata cyprinoides</i>	3	LC	CARAN	DET-HERB	External	External	Absent	SM	BENT/STRU
<i>Cynodon gibbus</i>	3	LC	CARAN	INVER-PISC	External	External	Absent	SED	WC
<i>Eigenmannia cf. trilineata</i>	3	ANGUI	GYMNO	INVER	External	External	Present	SED	BENT
<i>Galeocharax cf. gulo</i>	3	LC	CARAN CARAN/LAB	ALGI-PISC	External	External	Absent	SED	WC
<i>Geophagus neambi</i>	3	RLC	RI	INVER-PISC	External	External	Present	SED	BENT/STRU
<i>Gymnotus carapo</i>	6	ANGUI	GYMNO	DET-INVER ALGI-DET- HERB	External	External	Present	SED	BENT/STRU
<i>Hemiodus microlepis</i>	3	FC	CARAN	ALGI-DET- HERB- INVER	External	External	Absent	SM	BENT/STRU
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	3	FC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SM	BENT/STRU
<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>	6	DVC	CARAN	PISC	External	External	Absent	LM	BENT
<i>Hoplias cf. lacerdae</i>	6	FC	CARAN	PISC	External	External	Present	SED	STRU
<i>Hoplias cf. malabaricus</i>	6	FC	CARAN	PISC	External	External	Present	SED	STRU
<i>Hydrolycus armatus</i>	6	LC	CARAN	PISC	External	External	Absent	LM	WC
<i>Hypostomus plecostomus</i>	5	DVC	CARAN	INVER-PISC DET-HERB- INVER-PISC	External	External	Present	SED	BENT/STRU
<i>Leporinus affinis</i>	3	FC	CARAN	INVER-PISC	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Leporinus fasciatus</i>	3	FC	CARAN	HERB ALGI-HERB- PISC	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Leporinus friderici</i>	4	FC	CARAN	PISC	External	External	Absent	SM	STRU
<i>Leporinus sp.1</i>		FC	CARAN		External	External	Absent	SED	STRU

Continuação...

<b>Espécies</b>	<b>Comprimento Máximo</b>	<b>Forma do corpo</b>	<b>Natação</b>	<b>Alimentação</b>	<b>Fecundação</b>	<b>Desenvolvimento do Embrião</b>	<b>Cuidado Parental</b>	<b>Migração</b>	<b>Habitat</b>
<i>Leporinus</i> sp.2		FC	CARAN		External	External	Absent	SED	STRU
<i>Leporinus</i> sp.3		FC	CARAN		External	External	Absent	SED	STRU
<i>Leporinus tigrinus</i>	4	FC	CARAN	HERB- INVER-PISC	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Loricaria</i> cf. <i>cataphracta</i>	3	DVC	CARAN	DET	External	External	Present	SED	BENT/STRU
<i>Loricaria</i> sp.3		DVC	CARAN	DET	External	External	Present	SED	BENT/STRU
<i>Loricariichthys nudirostris</i>	2	DVC	CARAN	DET	External	External	Present	SED	BENT/STRU
<i>Metynnis lippincottianus</i>	2	RLC	CARAN	ALGI	External	External	Absent	SM	WC
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>dichroua</i>	2	LC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Moenkhausia tergimacula</i>	1	LC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Mylesinus paucisquamatus</i>	3	RLC	CARAN	HERB HERB- INVER	External	External	Absent	SM	WC
<i>Myleus setiger</i>	3	RLC	CARAN	HERB- INVER	External	External	Absent	LM	WC
<i>Myleus torquatus</i>	3	RLC	CARAN	INVER	External	External	Absent	LM	WC
<i>Myloplus rubripinnis</i>	2	RLC	CARAN	ALGI-PISC	External	External	Absent	SM	WC
<i>Mylossoma duriventre</i>	3	RLC	CARAN	HERB	External	External	Absent	SM	WC
<i>Oxydoras niger</i>	6	DVC	CARAN	INVER	External	External	Absent	LM	BENT
<i>Pachypops fourcroyi</i>	3	LC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SED	BENT
<i>Pachyurus junki</i>	3	LC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SED	BENT
<i>Panaque nigrolineatus</i>	5	DVC	CARAN	DET	External	External	Present	SED	BENT/STRU

Continuação...

<b>Espécies</b>	<b>Comprimento Máximo</b>	<b>Forma do corpo</b>	<b>Natação</b>	<b>Alimentação</b>	<b>Fecundação</b>	<b>Desenvolvimento do Embrião</b>	<b>Cuidado Parental</b>	<b>Migração</b>	<b>Habitat</b>
<i>Piaractus brachypomus</i>	6	RLC	CARAN	ALGI-HERB	External	External	Absent	LM	WC
<i>Pimelodella</i> sp.		DVC	CARAN		External	External	Absent	SED	BENT
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	4	DVC	CARAN	DET-HERB- INVER	External	External	Absent	SM	BENT
<i>Pimelodus blochii</i>	4	DVC	CARAN	INVER-PISC	External	External	Absent	LM	BENT
<i>Pimelodus</i> sp.		DVC	CARAN		External	External	Absent	SM	BENT
<i>Pinirampus pirinampu</i>	6	DVC	CARAN	PISC	External	External	Absent	LM	BENT
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	6	LC	CARAN	INVER-PISC	External	External	Absent	SED	BENT
<i>Platydoras costatus</i>	3	DVC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SED	BENT/STRU
<i>Potamotrygon motoro</i>	4	RDVC	RAJI	INVER	Internal	Internal	Absent	SED	BENT
<i>Potamotrygon orbignyi</i>	4	RDVC	RAJI	INVER	Internal	Internal	Absent	SED	BENT
<i>Prochilodus nigricans</i>	4	LC	CARAN	DET	External	External	Absent	LM	WC/STRU
<i>Psectrogaster amazonica</i>	2	LC	CARAN	DET-PISC	External	External	Absent	LM	WC/STRU
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	6	DVC	CARAN	PISC	External	External	Absent	LM	BENT
<i>Pseudotyllosurus microps</i>	4	EL	CARAN	ALGI-PISC ALGI-HERB- INVER	External	External	Absent	SED	WC
<i>Pterodoras granulosus</i>	6	DVC	CARAN	INVER	External	External	Absent	LM	BENT
<i>Pygocentrus nattereri</i>	5	RLC	CARAN	PISC	External	External	Present	SED	WC/STRU
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	6	LC	CARAN	PISC ALGI- INVER-PISC	External	External	Absent	LM	WC
<i>Roeboides affinis</i>	2	LC	CARAN	INVER-PISC	External	External	Absent	SED	STRU

Continuação...

Espécies	Comprimento Máximo	Forma do corpo	Natação	Alimentação	Fecundação	Desenvolvimento do Embrião	Cuidado Parental	Migração	Habitat
<i>Satanoperca Jurupari</i>	2	RLC	CARAN/LAB RI	HERB- INVER	External	External	Present	SED	BENT/ STRU
<i>Schizodon vittatus</i>	4	FC	CARAN	ALGI-HERB- INVER HERB-	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	2	RLC	CARAN	INVER-PISC	External	External	Present	SED	WC/STRU
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	5	RLC	CARAN	PISC	External	External	Present	SED	WC/STRU
<i>Sorubim lima</i>	6	DVC	CARAN	INVER-PISC	External	External	Absent	LM	BENT
<i>Squaliforma emarginata</i>	2	DVC	CARAN	ALGI-DET	External	External	Present	SED	BENT/STRU
<i>Sternopygus macrurus</i>	6	ANGUI	GYMNO	INVER	External	External	Present	SED	BENT/STRU
<i>Sturisoma rostratum</i>	2	DVC	CARAN	DET	External	External	Present	SED	BENT/STRU
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	2	LC	CARAN	HERB- INVER	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	2	LC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Tetragonopterus sp.</i>		LC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SED	STRU
<i>Tocantinsia piresi</i>	4	DVC	CARAN	INVER HERB-	Internal	External	Absent	SM	BENT
<i>Triportheus albus</i>	2	LC	CARAN	INVER HERB-	External	External	Absent	SM	WC
<i>Triportheus trifurcatus</i>	2	LC	CARAN	INVER	External	External	Absent	SM	WC
<i>Zungaro zungaro</i>	6	DVC	CARAN	PISC	External	External	Absent	LM	BENT

**Tabela S5-** Valores médios das características limnológicas aferidas na área de influência da UHE Cana Brava.

U.A.	Alcalinidade (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Coliforme Total (/100 ml)	Condutividade ( $\mu$ S/cm)	DBO (mg/L)	Ferro Solúvel (mg/L)	N - Amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)
UA1	55.58	11.25	238.00	100.09	2.30	0.42	2.80	0.04
UA2	48.54	1.25	21.79	84.77	1.59	0.20	2.02	0.03
UA4	45.52	1.26	276.33	92.98	1.28	0.20	294.74	0.42
UA5	39.70	1.74	114.75	97.00	1.95	1.02	0.22	0.66
UA7	29.30	1.23	86.17	63.92	1.23	0.89	0.13	0.55
UA8	32.80	0.05	161.58	81.50	2.73	0.31	0.08	0.09
UA10	50.15	2.69	108.00	94.69	1.95	0.24	0.10	0.12
UA12	38.55	3.97	161.20	83.08	2.59	0.12	0.01	0.27
UA17	37.69	0.95	24.10	89.54	0.94	0.41	0.08	0.23
UA19	40.92	0.83	405.56	92.69	1.45	0.18	0.05	0.15
UA20	36.92	1.08	630.91	102.38	1.31	0.27	0.15	0.29
UA21	37.25	0.50	4244.50	92.88	1.34	0.06	0.07	0.20
UA22	39.00	1.33	2902.50	84.69	1.08	0.32	0.12	0.55
UA23	40.62	0.50	1651.38	100.85	1.68	0.18	0.16	0.57
UA25	45.23	0.40	130.36	88.85	1.69	0.25	0.08	0.18
UA26	31.46	3.00	720.67	80.08	1.21	0.40	0.20	0.37
UA27	50.15	2.10	2889.17	90.69	1.19	0.15	0.34	0.16

*Continuação...*

U.A.	Nitrito (mg/L)	O2 dissolvido (mg/L)	pH	STD (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	Sulfetos (mg/L)	Temperatura (°C)	Transparência (m)
UA1	0.003	6.717	7.530	55.066	5.000	0.000	25.083	1.462
UA2	0.001	6.708	7.500	50.915	5.000	0.000	25.467	1.520
UA4	0.002	7.250	7.331	9.500	5.000	0.001	25.992	1.833
UA5	0.014	6.025	7.403	72.000	8.583	0.011	29.025	0.593
UA7	0.027	7.492	7.537	31.958	15.417	0.034	25.725	0.403
UA8	0.005	6.317	7.189	82.833	1.917	0.002	27.267	3.537
UA10	0.006	6.244	7.488	50.308	2.154	0.005	31.969	1.835
UA12	0.008	6.398	6.658	41.231	1.077	0.001	25.408	1.850
UA17	0.003	8.198	7.703	0.054	5.818	0.002	29.351	3.050
UA19	0.014	7.982	7.975	60.923	1.000	0.004	26.062	2.956
UA20	0.012	6.161	7.047	63.923	1.000	0.005	28.438	2.260
UA21	0.003	8.160	7.842	36.260	1.000	0.002	29.586	3.767
UA22	0.003	8.177	7.844	41.846	5.000	0.007	29.677	2.000
UA23	0.004	7.515	7.869	49.615	3.143	0.001	27.415	3.444
UA25	0.002	6.854	7.977	44.000	0.900	0.001	27.346	2.980
UA26	0.002	6.577	7.808	39.308	1.000	0.001	29.946	2.130
UA27	0.005	6.670	7.992	46.692	1.000	0.001	27.123	2.973

**Tabela S6-** Valores (%) das características da paisagem adjacente à barragem da UHE Cana Brava, entre os anos de 2000-2014. F= Formação, MAP= Mosaico de Agricultura e Pastagem, I.U.= Infraestrutura Urbana.

U.A.	F. Florestal	F. Savânica	F. Campestre	Pastagem	Cultura Anual e Perene	MAP	I.U.	F. Rochosa	Mineração	Curso hidrico
UA1	43.31	28.99	12.38	9.33	0.002	4.21	0.30	0.01	0.07	1.39
UA2	43.31	28.99	12.38	9.33	0.002	4.21	0.30	0.01	0.07	1.39
UA3	41.95	29.35	12.23	9.78	0.002	4.88	0.32	0.01	0.07	1.41
UA4	41.95	29.35	12.23	9.78	0.002	4.88	0.32	0.01	0.07	1.41
UA5	41.95	29.35	12.23	9.78	0.002	4.88	0.32	0.01	0.07	1.41
UA6	38.44	27.26	12.58	9.90	0.004	2.79	0.34	0.01	0.07	2.41
UA7	38.44	27.26	12.58	9.90	0.004	2.79	0.34	0.01	0.07	2.41
UA8	38.63	26.37	13.24	10.20	0.006	2.19	0.32	0.01	0.08	8.94
UA9	38.63	26.37	13.24	10.20	0.006	2.19	0.32	0.01	0.08	8.94
UA10	38.63	26.37	13.24	10.20	0.006	2.19	0.32	0.01	0.08	8.94
UA11	38.85	26.05	12.85	10.37	0.006	2.38	0.31	0.01	0.08	9.08
UA12	38.85	26.05	12.85	10.37	0.006	2.38	0.31	0.01	0.08	9.08
UA13	38.90	26.20	12.51	10.61	0.000	2.43	0.31	0.01	0.09	8.93
UA14	38.90	26.20	12.51	10.61	0.000	2.43	0.31	0.01	0.09	8.93
UA15	39.55	25.65	12.75	10.71	0.000	2.07	0.31	0.01	0.08	8.88
UA16	39.55	25.65	12.75	10.71	0.000	2.07	0.31	0.01	0.08	8.88
UA17	38.86	25.53	12.97	11.22	0.000	2.07	0.31	0.01	0.09	8.95
UA18	39.95	24.72	13.39	11.39	0.000	1.20	0.31	0.01	0.09	8.94
UA19	39.95	24.72	13.39	11.39	0.000	1.20	0.31	0.01	0.09	8.94
UA20	39.95	24.72	13.39	11.39	0.000	1.20	0.31	0.01	0.09	8.94
UA21	39.53	24.04	13.50	12.28	0.001	1.23	0.34	0.01	0.06	9.00
UA22	39.53	24.04	13.50	12.28	0.001	1.23	0.34	0.01	0.06	9.00
UA23	38.70	24.36	13.37	13.20	0.001	0.92	0.36	0.01	0.09	8.98

Continuação...

U.A.	F. Florestal	F. Savânica	F. Campestre	Pastagem	Cultura Anual e Perene	MAP	I.U.	F. Rochosa	Mineração	Curso hidrico	
UA24	39.05	24.27	13.42	13.19		0.009	0.69	0.38	0.01	0.07	8.91
UA25	39.05	24.27	13.42	13.19		0.009	0.69	0.38	0.01	0.07	8.91
UA26	39.05	24.27	13.42	13.19		0.009	0.69	0.38	0.01	0.07	8.91
UA27	39.05	24.27	13.42	13.19		0.009	0.69	0.38	0.01	0.07	8.91
UA28	38.07	24.35	13.62	13.52		0.000	1.07	0.37	0.01	0.07	8.93
UA29	37.19	24.23	13.93	13.35		0.000	1.70	0.36	0.01	0.12	9.10

**Tabela S7-** Valores obtidos a partir de análises de *PERMANOVA* aplicadas a cada unidade amostral de tempo (UA) a fim de verificar se as características limnológicas variavam entre os locais de coleta. Adotamos probabilidade(*p*) estatísticas de 5%.

Componentes estatísticos	UA1	UA2	UA3	UA4	UA5	UA6	UA7	UA8	UA9
<i>r</i> <sup>2</sup>	0.07	0.14	0.17	0.20	0.25	0.13	0.12	0.04	0.17
F	0.71	1.57	2.00	2.52	3.40	1.44	1.50	0.42	2.30
<i>p</i>	0.60	0.17	0.19	0.08	0.07	0.21	0.21	0.59	0.10
	UA10	UA11	UA12	UA13	UA14	UA15	UA16	UA17	
<i>r</i> <sup>2</sup>		0.04	0.03	0.04	0.10	0.29	0.17	0.06	0.09
F		0.47	0.38	0.45	1.19	4.48	2.19	0.74	1.05
<i>P</i>		0.54	0.61	0.53	0.27	0.05	0.13	0.55	0.33

**Tabela S8-** Valores de explicação ( $R^2_{adj}$ ) das variáveis de paisagem retidas via *Forward Selection* em relação aos componentes da diversidade beta temporal para a ictiofauna sob influência da Barragem da UHE Cana Brava entre 2000-2014. Em negrito estão as variáveis que mais explicaram. CAP= Cultura anual e perene, CH= Curso hídrico, FC= Formação campestre, FF= Formação florestal, FR= Formação rochosa, FS= Formação savânica, IU- Infraestrutura Urbana, MAP= Mosaico de agricultura e pastagem, PA= Pastagem.

<b>Faceta da Biodiversidade</b>	<b>Componente da Div. B-Temporal</b>	<b>Variáveis explicativas</b>	<b>R<sup>2</sup>adj</b>	
<b>Taxonomic</b>	Beta total	MAP	<b>0.18</b>	
		CH	<b>0.12</b>	
		IU	0.08	
		PA	0.05	
	Presença e ausência	Diferença de Riqueza	IU	<b>0.19</b>
			FF	<b>0.08</b>
			CAP	0.05
	Substituição	CH	<b>0.13</b>	
		IU	<b>0.08</b>	
		CAP	0.06	
		FF	0.05	
	Abundância	Beta total	PA	<b>0.1</b>
			FS	0.07
		Substituição	CH	<b>0.33</b>
			IU	<b>0.27</b>
	<b>Funcional</b>	Beta total	FC	0.035
CH			<b>0.11</b>	
IU			<b>0.15</b>	
Presença e ausência		Diferença de Riqueza	FF	0.1
			FR	0.05
			IU	<b>0.11</b>
Substituição		Diferença de Riqueza	FF	<b>0.12</b>
			CAP	0.07
			CH	<b>0.13</b>
		Beta total	FF	<b>0.095</b>
	FR		0.063	
	MAP		0.065	
	IU		<b>0.16</b>	
Abundância	Diferença de Abundância	FF	<b>0.12</b>	
		PA	0.05	
		IU	<b>0.2</b>	
	Substituição	FF	<b>0.2</b>	
		CAP	0.04	
		FR	0.03	
		PA	<b>0.17</b>	
		CH	<b>0.06</b>	

## Considerações finais

A partir das repostas obtidas nas investigações presentes nos dois capítulos, pudemos observar que, de fato, a influência das barragens sobre a biodiversidade de peixes é um assunto bastante debatido mundialmente e, apesar de apresentar alguns tópicos ainda pouco investigados, o interesse por esse assunto tem crescido nos últimos anos. Verificamos que a distribuição dessas publicações é distinta entre os países, de acordo com alguns fatores socioeconômicos e ambientais. Observamos também, que a inserção de barragens na cabeceira do rio Tocantins transformou, ao longo de 15 anos, a composição taxonômica e funcional das comunidades de peixes presentes na região.

No primeiro capítulo, a revisão cienciométrica nos permitiu observar que a comunidade científica tem se preocupado quanto a esse tipo de antropização sobre a ictiofauna mundial. Nesse contexto, o produto interno bruto (PIB), a fração de pesquisadores na população e a quantidade de barragens são fatores socioeconômicos e ambientais que influenciam no interesse dos pesquisadores de cada país. Além disso, conseguimos apontar algumas lacunas importantes dentre os estudos (*e.g.* efeitos sobre atividade pesqueira e a diversidade filogenética da ictiofauna).

No segundo capítulo, através da avaliação temporal na estrutura das assembleias de peixes na parte mais alta do rio Tocantins, não observamos uma redução geral no número absoluto das espécies, espécimes e riqueza funcional após a inserção de uma grande barragem, porém, a composição funcional ponderada pela abundância das espécies diminuiu. Assim, apesar dos traços funcionais permanecerem, alguns ocorrem numa menor densidade (*e.g.* peixes bentônicos detritívoros). Constatamos que as substituições de espécies e traços funcionais promovem uma dissimilaridade e modificam a composição das assembleias de peixes ao longo do tempo. Por fim, verificamos que essa dissimilaridade entre as assembleias observadas ao longo dos períodos corresponde a algumas alterações na paisagem (*e.g.* % de curso hídrico) que formam o novo ecossistema.

Assim, em relação as pesquisas que envolvem os impactos das barragens sobre as comunidades de peixes, sugerimos que a comunidade científica mundial se atente aos tópicos que ainda são pouco investigados. Além disso, para região do alto rio Tocantins, sugerimos que haja mais investigações sobre a ictiofauna (*e.g.*, um estudo de avaliação e

monitoramento a longo prazo), visto que há possibilidade de reduções futuras no número de espécies/traços funcionais, conforme ocorreram em outros locais sob influência de barragens, no mesmo rio. A partir dessas recomendações, poderemos fornecer informações importantes para fundamentar eficientes políticas públicas e promover a estrutura e conservação da ictiofauna.