



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

FELIPE MORAIS ZANON

**Impacto do barramento de um rio amazônico nos padrões espaciais e
temporais da diversidade beta fitoplanctônica**

Maringá
2022

FELIPE MORAIS ZANON

Impacto do barramento de um rio amazônico nos padrões espaciais e temporais da diversidade beta fitoplanctônica

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia.

Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientadora: Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues

Coorientadores: Dr. Alfonso Pineda Barbosa

Dr. Fernando Miranda Lansac-
Tôha

Maringá
2022

"Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

Z33i Zanon, Felipe Morais, 1996-
Impacto do barramento de um rio amazônico nos padrões espaciais e temporais da diversidade beta fitoplanctônica / Felipe Morais Zanon. -- Maringá, 2022.
53 f. : il. (algumas color.).
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2022.
Orientadora: Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues.
Coorientador: Dr. Alfonso Pineda Barbosa.
Coorientador: Dr. Fernando Miranda Lansac-Tôha.
1. Fitoplâncton de água doce - Barramento - Impactos antrópicos - Madeira, Rio, Bacia - Rondônia - Brasil. 2. Fitoplâncton de água doce - Barramento - Diversidade beta - Madeira, Rio, Bacia - Rondônia - Brasil. 3. Fitoplâncton de água doce - Barramento - Homogeneização biótica. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -579.8176327209811

FELIPE MORAIS ZANON

Impacto do barramento de um rio amazônico nos padrões espaciais e temporais da diversidade beta fitoplanctônica

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente) (UEM)

Prof. Dr. Nadson Ressayé Simões da Silva
Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB)

Dr.^a Cláudia Costa Bonecker
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 19 de abril de 2022.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente meus agradecimentos vão para Deus, que me sustentou, capacitou e me deu forças em todos os momentos nesses pouco mais de dois anos. Obrigado pai por me ajudar em todos os momentos de dificuldades, todas as vezes que orei quando não entendia o que os artigos falavam, ou as análises, e você de forma fantástica abria minha mente e me fazia entender. Eu sei que só estou aqui hoje, podendo defender uma dissertação de mestrado, porque você pai, me sustentou e me capacitou durante toda essa etapa. Eu te amo demais.

Agradeço também a minha esposa, que deu todo suporte que precisei durante esse tempo, inclusive se tornando minha esposa recentemente!! Muito obrigado princesa por todo seu carinho, ajuda, paciência, cuidado, e até o help nos finalmente agora quando fraturei a clavícula. Eu te amo demais minha linda.

Agradeço aos meus pais que sempre foram e sempre vão ser as minhas referências dentro e fora de casa. Obrigado por sempre estarem comigo, cuidando, incentivando, não me deixando desistir de nada na minha vida. Obrigado, porque se estou aqui hoje devo muito a vocês isso.

Agradeço aos meus colegas de mestrado, em especial a Mel, Renata, Nadiny e Gabriela, que por mais do efeito da distância causado pela pandemia, foram importantes para que essa etapa chegasse ao fim, e esperamos que uma nova se inicie no doutorado!

Agradeço aos meus colegas de laboratório por todo suporte, toda a ajuda, aqui quero destacar a Dr.^a Patrícia Iatskiu, que sem dúvidas foi a principal responsável por eu ter chego até aqui, por eu conhecer e amar essas algas maravilhosas, muito obrigado Pati de coração, você merece o mundo viu. Quero agradecer também de forma especial a Mel, que sempre conversando um tentava ajudar o outro nas análises, nas figuras, chorávamos e ríamos juntos de tudo, você é incrível também Mel. Agradecer a Yasmin também, que por mais que ficou sumida nesse último ano, agora nos finalmente se dispôs a ajudar no que fosse preciso e nem preciso falar o quanto você é incrível e merece tudo de melhor viu! Enfim a todos do laboratório os meus agradecimentos.

Quero agradecer também aos meus colegas fora da universidade, Jader, Marquinhos, Rogerio Bruna, Duane, Mariana, vocês foram essenciais durante todo esse tempo. Obrigado por todo o incentivo sempre, obrigado pelas risadas, pelas broncas, espero que essa amizade construída possa durar muitos e muitos anos ainda, amo vocês!

Quero agradecer aos meus pastores, que sempre oram por mim, são minha cobertura e se preocupam sempre! Eu amo demais a vida de vocês! Pr. João Victor e Pr. Heder.

Agradeço de forma separada também ao Dr. Fernando e a Dr.^a Louizi que me ajudaram demais nessa dissertação. Obrigado por todos os conselhos, as ajudas, principalmente nas análises, naquelas primeiras reuniões que nós fizemos lá no meet que duravam horas e eu não entendia nada, sério, vocês são incríveis, têm um coração que é impossível caber aí dentro, muito obrigado por tudo de verdade!

Agradeço a CAPES pela bolsa concedida durante todo o meu período de mestrado, e também ao programa de pós-graduação e ao Nupélia por todo o suporte concedido para mim e meus colegas durante esse tempo.

Agradeço também a todos os membros da banca, tanto os titulares, Cláudia Costa Bonecker e Nadson Ressayé Simões da Silva, quanto os suplentes, Susicley Jati e Jean Ortega, por todo o tempo gasto na leitura e as contribuições que foram feitas ao trabalho, que se diga de passagem, foram excelentes.

E por último, porque eu aprendi que o primeiro e o último sempre são os mais importantes, haha. Quero agradecer a minha orientadora, que não tenho palavras para descrever o quão importante você foi e continua sendo na minha vida. Hoje eu me olho no espelho e a pessoa que eu me tornei passa pelas suas mãos. Muito obrigado Lu, por me aguentar, aguentar as mensagens quase de madrugada, nos domingos, feriados, haha. Obrigado por sempre me incentivar a melhorar, a escrever melhor, ler mais, aprender mais. Eu honro sua vida por todo suporte, ajuda, atenção, apoio, cuidado, compreensão que você teve não só por mim, mas por todos que passam por esse laboratório, você é incrível e merece todos os reconhecimentos que essa comunidade científica pode ter. Junto com esse agradecimento quero agradecer aos meus coorientadores, Alfonso Pineda e Fernando Lansac-Tôha. Alf, muito obrigado por toda a ajuda nessa etapa, sei que esse trabalho não sairia dessa forma, com tantas e tantas análises, tentando olhar de todas as maneiras possíveis para explicar os resultados que víamos. Sei que você sempre preza pelo melhor, e sempre esteve prezando por isso para nós! Portanto obrigado, seus conselhos, suas aulas para nós no lab, quando pegava a folhinha e a caneta já via que lá vinha mais uma aula do Alf, haha. Mas tudo isso foi para que conseguíssemos extrair o melhor de nós, e em parte acredito que você conseguiu. Obrigado ao Nando também, se tornou meu coorientador mais no final né, mas como disse no agradecimento anterior você é um fenômeno e me ajudou demais também, muito, muito obrigado, você sabe o carinho e a admiração que eu tenho por você.

Impacto do barramento de um rio amazônico nos padrões espaciais e temporais da diversidade beta fitoplanctônica

RESUMO

As atividades humanas têm causado degradação dos ecossistemas aquáticos e reduz a biodiversidade. Os barramentos em especial, impactam diretamente a variação espacial e temporal das comunidades aquáticas, e especialmente a comunidade fitoplanctônica que responde de forma rápida e eficiente às mudanças do ambiente. Investigou-se o impacto de um barramento em um rio amazônico (Usina Hidrelétrica de Jirau) sobre a variação espacial e temporal da composição (diversidade beta) do fitoplâncton, no período de outubro de 2009 a julho de 2017. Foi testado a hipótese de que o barramento modifica a diversidade beta em escala local e regional, e altera a contribuição de cada local à diversidade beta. Avaliou-se a contribuição dos locais para a diversidade beta em função da distância do barramento e da heterogeneidade ambiental. A composição fitoplanctônica foi diferente entre as fases antes, enchimento e após o barramento. Verificou-se homogeneização biótica nos tributários mais próximos a barragem. Os locais mais distantes apresentaram maior contribuição a diversidade, mas foram associados a menores valores de riqueza. O barramento causou mudanças unidirecionais, localmente e regionalmente, ou seja, a comunidade passou para um novo estado ao longo do tempo, e também causou homogeneização biótica localmente. Observou-se o impacto do barramento somente nos tributários, indicando que as barragens a fio de água têm maior impacto nos tributários do que no canal principal.

Palavras-chave: Microalgas. LCBD. Homogeneização biótica. Mudanças unidirecionais. Barragens a fio de água. Amazônia.

Impact of the damming in an amazonian river on the spatial and temporal patterns of phytoplankton beta diversity

ABSTRACT

Human activities have caused degradation of aquatic ecosystems and reduced biodiversity. The dams in particular directly impact the spatial and temporal variation of aquatic communities, and especially the phytoplankton community that responds quickly and efficiently to changes in the environment. The impact of a dam in an Amazon river (Jirau Hydroelectric Power Plant) on the spatial and temporal variation of the composition (beta diversity) of phytoplankton was investigated, from October 2009 to July 2017. The hypothesis was tested that the dam modifies beta diversity on a local and regional scale, and alters each location's contribution to beta diversity. The contribution of the sites to the beta diversity was evaluated as a function of the distance from the dam and the environmental heterogeneity. The phytoplankton composition was different between the phases before, fill and after the damming. Biotic homogenization was verified in the tributaries closest to the dam. The more distant sites presented greater contribution to diversity, but were associated with lower values of richness. The dam caused unidirectional changes, locally and regionally, that is, the community moved to a new state over time, and also caused biotic homogenization locally. The impact of the dam was observed only on the tributaries, indicating that run-of-river dams have a greater impact on the tributaries than on the main channel.

Keywords: Microalgae. LCBD. Biotic homogenization. Unidirectional changes. Run-of-river dams. Amazon.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Science of the Total Environment*. Disponível em: <https://www.elsevier.com/journals/science-of-the-total-environment/0048-9697/guide-for-authors>

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO | 12 |
| 2 METODOLOGIA | 14 |
| 2.1 Área de estudo | 14 |
| 2.2 Amostragem | 16 |
| 2.3 Análise em laboratório | 17 |
| 2.4 Análise de dados | 17 |
| 2.4.1 Composição da comunidade | 17 |
| 2.4.2 Diversidade beta espacial | 17 |
| 2.4.3 Diversidade beta temporal..... | 18 |
| 2.4.4 Contribuição de cada local para a diversidade beta (LCBD)..... | 19 |
| 3 RESULTADOS | 20 |
| 3.1 Caracterização ambiental | 20 |
| 3.2 Comunidade fitoplanctônica | 21 |
| 4 DISCUSSÃO | 28 |
| 4.1 Hipótese I: A barragem irá modificar a composição da comunidade. | 29 |
| 4.2 Hipótese II: A barragem favorece a variação espacial da comunidade | 30 |
| 4.3 Hipótese III: A barragem afeta negativamente a variação temporal da comunidade | 30 |
| 4.4 Hipótese IV: A barragem modifica a contribuição de cada local para a diversidade beta regional | 32 |
| REFERÊNCIAS | 33 |
| APÊNDICE A – Análise de correlação das variáveis ambientais..... | 42 |
| APÊNDICE B – Coeficiente de variação das variáveis ambientais..... | 43 |
| APÊNDICE C – Gráficos de regressão dos tributários..... | 44 |
| APÊNDICE D – Gráficos de regressão do rio Madeira | 45 |
| APÊNDICE E – Análises de regressão | 46 |

| | |
|--|----|
| APÊNDICE F – Gráficos de contribuição local a diversidade beta e riqueza (antes do barramento)..... | 47 |
| APÊNDICE G – Gráficos de contribuição local a diversidade beta e riqueza no período de enchimento do reservatório. | 48 |
| APÊNDICE H – Gráficos de contribuição local a diversidade beta e riqueza após o barramento | 49 |
| APÊNDICE I – Gráficos de contribuição local a diversidade beta e coeficiente de variação | 50 |
| APÊNDICE J – Gráficos de regressão (riqueza x distância da barragem) | 51 |
| APÊNDICE K – Gráficos de perfil térmico..... | 52 |
| APÊNDICE L – Coordenadas dos locais estudados | 53 |

1 INTRODUÇÃO

Impactos causados por ações antrópicas nos ecossistemas aquáticos, como a construção de barragens, têm crescido consideravelmente nas últimas décadas e ameaçam a biodiversidade em todo mundo (Dudgeon et al., 2006; Winemiller et al., 2016). O barramento de um rio afeta diretamente a hidrodinâmica, pois aumenta o tempo de retenção da água e, conseqüentemente, altera as características físicas e químicas da coluna da água, como aumento da transparência, aumento da estabilidade da coluna de água, e sedimentação de partículas (Agostinho et al., 2004; Thornton, 1990). Essas modificações nas condições ambientais podem causar mudanças na composição das comunidades aquáticas, selecionando espécies melhores adaptadas as novas condições (Connell, 1978).

Os barramentos diminuem a amplitude de variação das oscilações naturais do nível da água do rio, o que afeta a heterogeneidade ambiental e a conectividade entre rio e ambientes adjacentes, o que afeta a troca de organismos e materiais entre o canal principal e os ambientes adjacentes (Bozelli et al., 2015; Stanford and Ward, 2001; Thomaz et al., 2007, 2004; Ward and Stanford, 1983). A diminuição da amplitude dos pulsos de inundação diminui a variabilidade ambiental temporal, tanto à jusante quanto à montante da barragem (Soares et al., 2015; Wojciechowski et al., 2017), e afeta negativamente a diversidade, pois a homogeneidade ambiental pode dificultar o estabelecimento de diferentes espécies (Braghin et al., 2018; Mouquet et al., 2006). Espacialmente, a formação do reservatório pode ocasionar a formação de zonas com distintas características, e aumentar a heterogeneidade ambiental (Schmutz and Moog, 2018; Thornton et al., 1990). Portanto, os barramentos podem modificar os padrões de diversidade em escala local e regional (Liu et al., 2015; Pineda et al., 2020; Souza et al., 2019).

Uma forma de entender os efeitos dos barramentos nas comunidades biológicas é analisar os distintos componentes da diversidade. A diversidade biológica pode ser dividida entre diversidade local (alfa), regional (gama) e a variação entre locais (diversidade beta espacial) ou entre locais amostrados em distintos tempos (diversidade beta temporal). A diversidade beta permite avaliar espacialmente e temporalmente a variação na composição de espécies (Jamoneau et al., 2017). A variação na composição de espécies pode ocorrer por substituição ou diferença no número de espécies. Em alguns casos, as espécies de uma comunidade podem ser um subconjunto de outra com maior riqueza (aninhamento). Em outros casos, a variação das comunidades pode ser devido tanto ao turnover, quanto a diferença na riqueza (Legendre et al., 2009).

Outra forma de entender como surgem os padrões de diversidade, é avaliar a contribuição de cada amostra obtida no espaço ou tempo, para a diversidade regional. Por exemplo, alguns locais podem contribuir mais para a diversidade beta regional por apresentarem espécies únicas, e serem mais dissimilares em relação aos outros (Heino and Alahuhta, 2019). Essa avaliação permite identificar o estado de conservação dos locais sugerindo a necessidade de restauração ou preservação, por exemplo daqueles mais singulares que possuem espécies únicas, e.g. espécies chaves (Heino and Grönroos, 2017). A variação da contribuição de cada local para a diversidade regional pode variar no tempo, devido a mudanças nas dinâmicas espaciais e temporais das características dos ambientes ou das comunidades (Souza et al., 2021, Maloufi et al., 2016; Xiao et al., 2018). Por exemplo, os locais com maior contribuição após a construção de um barramento podem ser distintos daqueles que eram importantes anteriormente a esse empreendimento.

A comunidade fitoplanctônica constitui um ótimo modelo para este tipo de estudo pois seus atributos respondem rapidamente à variação ambiental causada pelos barramentos (Almeida et al., 2019), como mudanças no fluxo, nível de água, tempo de residência e carga de sedimentos na água (Cardoso et al., 2017; Moresco et al., 2017). Ademais, entender o impacto de barramentos sobre essa comunidade é importante devido à importância do fitoplâncton para a produção primária e nos ciclos biogeoquímicos de ambientes aquáticos (Padisák et al., 2010; Reynolds, 2006).

Foi avaliado o efeito do barramento de um dos maiores rios amazônicos (rio Madeira – RO) sobre a variação espacial e temporal do fitoplâncton, e a contribuição de cada local (ou amostra) para essa variação. Foram utilizados dados do período anterior, durante o enchimento e após a formação do reservatório. As hipóteses testadas foram de que I: O barramento modificará a composição da comunidade. É esperado que haja mudança na composição fitoplanctônica após a instalação da barragem, resultado das mudanças ambientais causadas pelo efeito do barramento; II: A barragem favorece a variação espacial da comunidade. O barramento poderá criar zonas distintas ao longo do eixo longitudinal e lateral e assim favorecer distintas espécies em cada zona; III: A barragem afeta negativamente a variação temporal da comunidade. É esperado que ocorra diminuição da diversidade beta temporal (variação da comunidade entre as amostragens), pois a formação do reservatório diminui a amplitude de variação hidrológica natural do rio, e diminui a variabilidade ambiental. Espera-se também mudanças unidirecionais, pois as novas condições ambientais decorrentes do barramento favorecerão outros tipos de espécies; IV: A barragem modifica a contribuição de cada local para a diversidade beta regional. Após o barramento, os locais mais próximos à barragem, i. é. mais

afetados pelo barramento sofrerão maior alteração na contribuição da beta regional ao longo do tempo; e V: O impacto do barramento será diferente entre os tipos de ambientes estudados. Espera-se maior impacto nos tributários, pois reservatórios a fio de água apresentam pouca modificações na hidrodinâmica do canal principal (Almeida et al., 2019; Tundisi et al., 2015).

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A bacia do rio Madeira está localizada na região amazônica, que possui a maior floresta tropical do mundo (Zou et al., 2015) e é responsável por grande parte da biodiversidade global, contribuindo no controle dos gases do efeito estufa e na regulação da temperatura e precipitação na América do Sul e algumas regiões da América Central (Agudelo et al., 2019; Aragón, 2018). Está localizada entre as regiões do Peru, Bolívia e Brasil e drena boa parte dessa região (Guyot et al., 1996). O rio Madeira é o principal tributário do rio Amazonas e uma das principais fontes de fósforo para a bacia amazônica (Almeida et al., 2015). Este rio apresenta atualmente dois dos maiores reservatórios a fio de água construídos no mundo, Santo Antônio e Jirau (Latrubesse et al., 2005), e mais 277 projetos estão programados para serem implementados nos próximos anos (Castello et al., 2013).

Este estudo abrange a área influenciada, a montante, pela usina hidrelétrica de Jirau. A construção desse empreendimento iniciou em setembro de 2010 e terminou em setembro de 2013. O projeto hidrelétrico está localizado entre as coordenadas 10°23'18.24" S, 65°24'3.96" O e 9°11'53.88" S, 64°36'46.80" O, todo ele em território brasileiro. Possui extensão total de 226 km (Fig. 1). O nível de água do rio Madeira apresentou redução da amplitude de variação, sendo de 1,05 a 20,3 metros no período anterior ao barramento, com coeficiente de variação de 44%, a 21,5 a 29,4 metros após o barramento, com menor variabilidade temporal (CV = 11%) (Fig. 2).

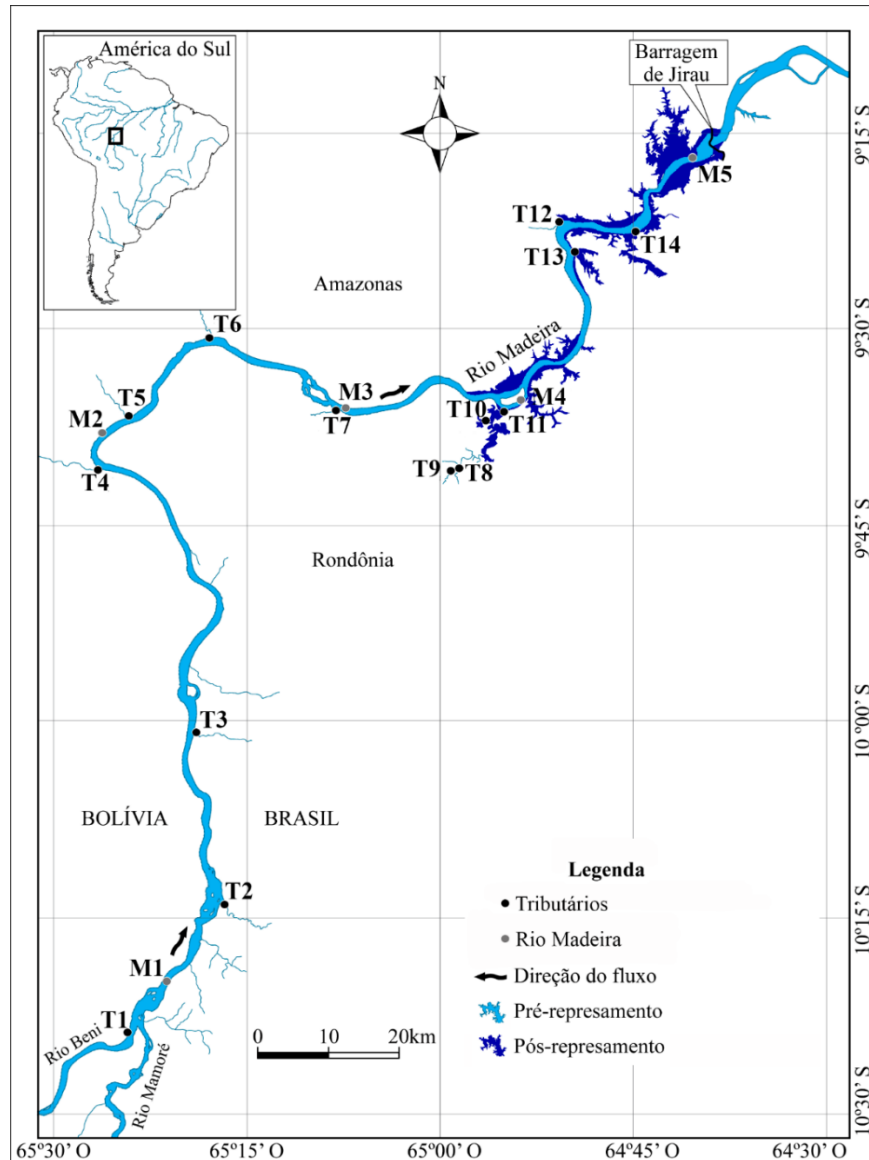


Fig. 1. Mapa e localização dos locais de amostragem no rio Madeira (M) e tributários (T), e a localização da barragem de Jirau em Porto Velho, Brasil.

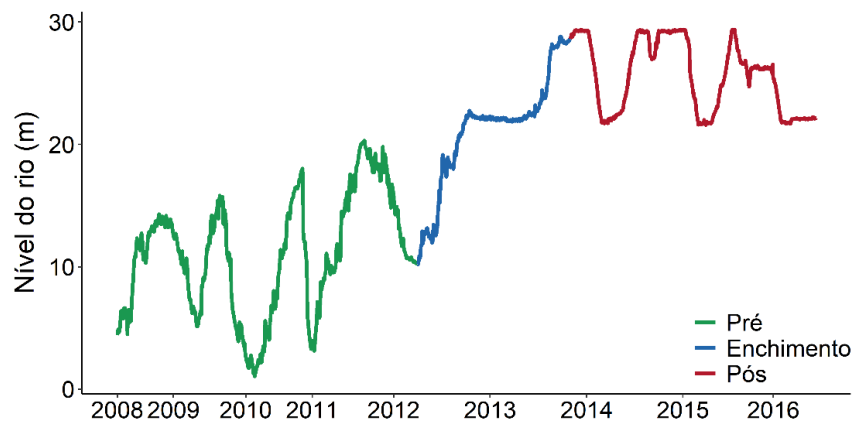


Fig.2. Variação diária do nível de água do rio Madeira entre os anos de 2008 e 2016, abrangendo as fases de construção da barragem de Jirau.

2.2 Amostragem

Foram definidos 19 locais de amostragem, sendo cinco no rio Madeira, no eixo longitudinal do reservatório (M1 a M5) e 14 nos tributários (T1 a T14) -**T1**: rio Mamoré; **T2**: igarapé Ribeirão; **T3**: igarapé Araras; **T4**: rio Abunã; **T5**: igarapé Simãozinho; **T6**: igarapé São Simão; **T7**: igarapé Castanho; **T8**: rio Mutum-Paraná; **T9**: rio Cotia; **T10**: área alagada do Mutum; **T11**: foz Mutum; **T12**: igarapé São Lourenço; **T13**: igarapé Caiçara; **T14**: igarapé Jirau. As amostragens foram feitas trimestralmente entre setembro de 2009 e julho de 2017, com 12 amostragens antes do barramento (N total = 224), 10 durante o enchimento (N = 181) e 15 após o barramento do reservatório (N = 283), totalizando 688 amostras. Em alguns meses não foi possível realizar amostragem em alguns locais devido a dificuldade de acesso, sendo eles: janeiro/10 (T1 e M4), abril/10 (M3), abril/12 (T12), abril/13 (T10), fevereiro/14 (T1, T2, T3 e M1), abril/14 (T1, T2, T3 e M1), junho/14 (T13), julho/17 (T14).

Amostras de água para análise de fitoplâncton e das concentrações de nutrientes foram amostradas a aproximadamente 40 cm de profundidade, na calha central dos ambientes. Uma alíquota foi filtrada para determinação dos nutrientes dissolvidos. As amostras de fitoplâncton foram amostradas diretamente com frascos de vidro e fixadas *in situ* com lugol acético (1%). Simultaneamente foram mensuradas algumas variáveis ambientais. A profundidade máxima (Z_{max} , m) foi medida em cada local. A temperatura da água (C°), pH, condutividade ($\mu S \cdot cm^{-1}$), turbidez (NTU) e carbono inorgânico ($mg \cdot L^{-1}$) foram medidas com sondas portáteis. A transparência da água (m) foi medida com disco de Secchi. A zona eufótica (Z_{eu} , m) foi calculada multiplicando o valor de transparência por 2,7 (Cole, 1994). A relação $Z_{eu} : Z_{max}$ foi calculada como medida de disponibilidade de luz na coluna de água. A alcalinidade ($Eq \cdot L^{-1}$), demanda bioquímica de oxigênio ($mg \cdot L^{-1}$), demanda química de oxigênio ($mg \cdot L^{-1}$), e as concentrações de sílica ($\mu g \cdot L^{-1}$), ferro ($\mu g \cdot L^{-1}$), ortofosfato (P- PO_4 , $\mu g \cdot L^{-1}$), nitrato (N- NO_3^- , $\mu g \cdot L^{-1}$), nitrito (N- NO_2^- , $\mu g \cdot L^{-1}$) e amônia (N- NH_4^+ , $\mu g \cdot L^{-1}$) foram calculados segundo APHA (2012). Como nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foi considerado a soma das concentrações de N- NO_2^- , N- NO_3^- e N- NH_4^+ .

As amostragens das variáveis ambientais e da comunidade fitoplanctônica foram realizadas pela empresa Energia Sustentável do Brasil (ESBR). As amostragens e análises foram padronizadas e realizadas pela mesma equipe. Os dados diários do nível do rio Madeira foram também concedidos pela empresa.

2.3 Análise em laboratório

Para a identificação e contagem dos organismos fitoplanctônicos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) foi utilizado microscópio invertido (Utermöhl, 1958) com aumento de 400x. A riqueza foi considerada como número de táxons por amostra quantitativa. Para identificação dos organismos foi utilizada literatura especializada (Bicudo and Menezes, 2018; Komárek and Anagnostidis, 2005, 1998, 1989).

2.4 Análise de dados

Foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis abióticas estandardizadas, separando as fases do barramento, para resumir a variação ambiental e identificar a contribuição das variáveis ambientais em cada fase. Todas as variáveis ambientais listadas no item “amostragem” foram utilizadas na PCA, exceto condutividade e zona eufótica que apresentaram alta correlação de Spearman (Apêndice A - Fig. S1).

A fim de verificar mudanças na variação de cada componente abiótico entre as fases de barramento, foi calculado o coeficiente de variação de cada variável ambiental. Para verificar diferenças ambientais entre as fases do reservatório usamos a análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) com uma matriz de distância euclidiana.

2.4.1 Composição da comunidade

Para todas as análises da comunidade foi utilizada uma matriz de presença e ausência. A partir dessa matriz, foi criada uma matriz de dissimilaridade de Jaccard (Legendre and Legendre, 1998; Magurran, 1988). Com essa matriz de distância foi feita uma PERMANOVA (Anderson, 2001) afim de testar a variação na composição da comunidade entre as fases do barramento (antes, enchimento e após). Também foi realizada uma análise de coordenadas principais (PCoA) e plotados os dois primeiros eixos para representar a estrutura das comunidades nessas fases, e uma análise de redundância (RDA) para cada fase do reservatório para verificar a influência das variáveis ambientais sobre a distribuição da comunidade nos ambientes. Foram utilizadas todas as variáveis ambientais na RDA, pois nenhuma obteve o valor o fator de inflação de variância (VIF) >5.

2.4.2 Diversidade beta espacial

Com a matriz de distância de Jaccard foi calculado a distância de cada ponto para o grupo centróide em cada amostragem, afim de retirar a dependência temporal da análise, através da função betadisper (Oksanen et al., 2018). Esses valores foram considerados como medida da

heterogeneidade biótica espacial. Posteriormente, para avaliar a influência das fases do reservatório sobre a heterogeneidade biótica, foi usada regressão beta. Os valores ao centróide foram usados como a variável resposta e como variáveis preditoras foram consideradas, de forma separada, tanto o tempo (regressão) quanto as fases do reservatório (boxplot).

2.4.3 Diversidade beta temporal

Para avaliar a mudança temporal da comunidade em cada local (variação local), foi calculado a diversidade beta de duas formas. A primeira, comparando a amostragem inicial com as posteriores para avaliar se a comunidade ao final do estudo foi diferente da inicial. Neste caso, o aumento dessa variação no tempo seria evidência de mudança unidirecional da comunidade. Na segunda, comparamos amostragens consecutivas, afim de verificar se a variação entre amostragens mudou através do tempo (beta temporal) (Legendre, 2019). Neste caso, a diminuição dessa variação no tempo seria evidência da perda de variação temporal. Nos dois casos usamos a função *TBI* do pacote *adespatial* (Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., 2019). Para cada local foram gerados 36 valores (exceto nos locais não amostrados). Essa variação foi calculada também para o total da comunidade em cada amostragem (variação regional). Para avaliar mudanças temporais, esses valores foram incluídos em um modelo de regressão beta com o tempo como variável preditora e o período hidrológico como fator aleatório, para controlar o efeito da sazonalidade, usando como categorias seca, enchente, cheia e vazante.

Dos modelos gerados das regressões beta para a variação local, foi retido o valor da inclinação da reta - *SLOPE* (Legendre and Legendre, 2012). Cada local amostrado tem um valor de inclinação que pode ser negativo (decréscimo da dissimilaridade) ou positivo (incremento da dissimilaridade). Assim, para avaliar se a distância em relação a barragem influenciou a mudança temporal da comunidade em cada local, foi realizado uma regressão beta entre os valores da inclinação e a distância para a barragem, separadamente para cada fase do reservatório.

Para verificar a influência das variáveis ambientais sobre os valores de diversidade beta temporal, primeiro foi calculado uma matriz de distância ambiental, pelo método euclidiano, para cada local de amostragem, entre a primeira amostragem e as posteriores e entre amostragens consecutivas, assim como realizado para a comunidade fitoplanctônica. Essas matrizes representaram a heterogeneidade ambiental. Para selecionar as variáveis ambientais utilizadas no cálculo da heterogeneidade ambiental, foi realizada uma análise de redundância baseada em distância (dbRDA), utilizando pacote *vegan*, com a matriz de distância euclidiana

e a matriz de distância biótica (*Jaccard*). Foi verificada a multicolinearidade com o VIF de cada variável no modelo. Todas as variáveis foram mantidas para a seleção pelo método de *forward* pois nenhuma obteve valor de $VIF > 5$. Para esta seleção de *forward* foi utilizada a função *ordistep* do pacote *vegan*, ele se baseia em um critério de duas paradas, levando em consideração o R^2 e o valor de “p” de cada variável. O melhor modelo retirou apenas a condutividade e o ortofosfato, mantendo as demais. Finalmente, foi feita uma regressão beta dos valores de diversidade beta temporal de cada local em função da heterogeneidade ambiental em cada local e para cada método de cálculo da variação temporal.

2.4.4 Contribuição de cada local para a diversidade beta (LCBD)

Para cada amostragem, foi calculado a contribuição de cada local (singularidade biótica) para a diversidade beta - LCBD (Legendre e De Cáceres, 2013). Para tal, foi utilizado a matriz de distância de *Jaccard* na função *beta.div* do pacote *adespatial*. Os valores de LCBD foram plotados juntamente com os valores de riqueza, singularidade ambiental e distância da barragem, para avaliar como essas variáveis influenciaram a contribuição. Os valores de contribuição de cada local para a diversidade beta foram calculados para cada uma das 37 amostragens e relacionado com a riqueza de espécies em cada local, gerando 37 gráficos de contribuição e riqueza (Apêndice F, G e H).

Foi calculado novamente uma matriz de distância ambiental, pelo método euclidiano, porém desta vez para cada amostragem. Com a função *LCBD.comp*, do pacote *adespatial*, foi calculado o valor de contribuição de cada local (singularidade ambiental) para a heterogeneidade ambiental (LCEH). Finalmente, fizemos um modelo de regressão entre os valores de LCBD e os valores de LCEH, para verificar possível relação entre as mudanças dos valores de LCBD e a singularidade ambiental de cada local.

Todos os modelos de regressão realizados foram feitos por regressão beta, com a função *betareg*, do pacote *betareg* (Cribari-neto and Gruen, 2021), pois os valores de diversidade beta temporal e de LCBD variam entre 0 e 1. Essa função entende que a variável resposta varia de 0 a 1 (distribuição beta), admitindo a heterocedasticidade e a não simetria dos dados (Cribari-Neto and Zeileis, 2010; Ferrari and Cribari-Neto, 2004). As variáveis ambientais foram estandardizadas utilizando a função *decostand* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2018). Os gráficos foram feitos com o pacote *ggplot2* (Wickham, 2016). Todas as análises estatísticas e gráficos foram feitos utilizando o software R versão 4.0.3 (R Development Core Team, 2021), e estão sumarizadas juntamente com os resultados esperados na Fig.3.

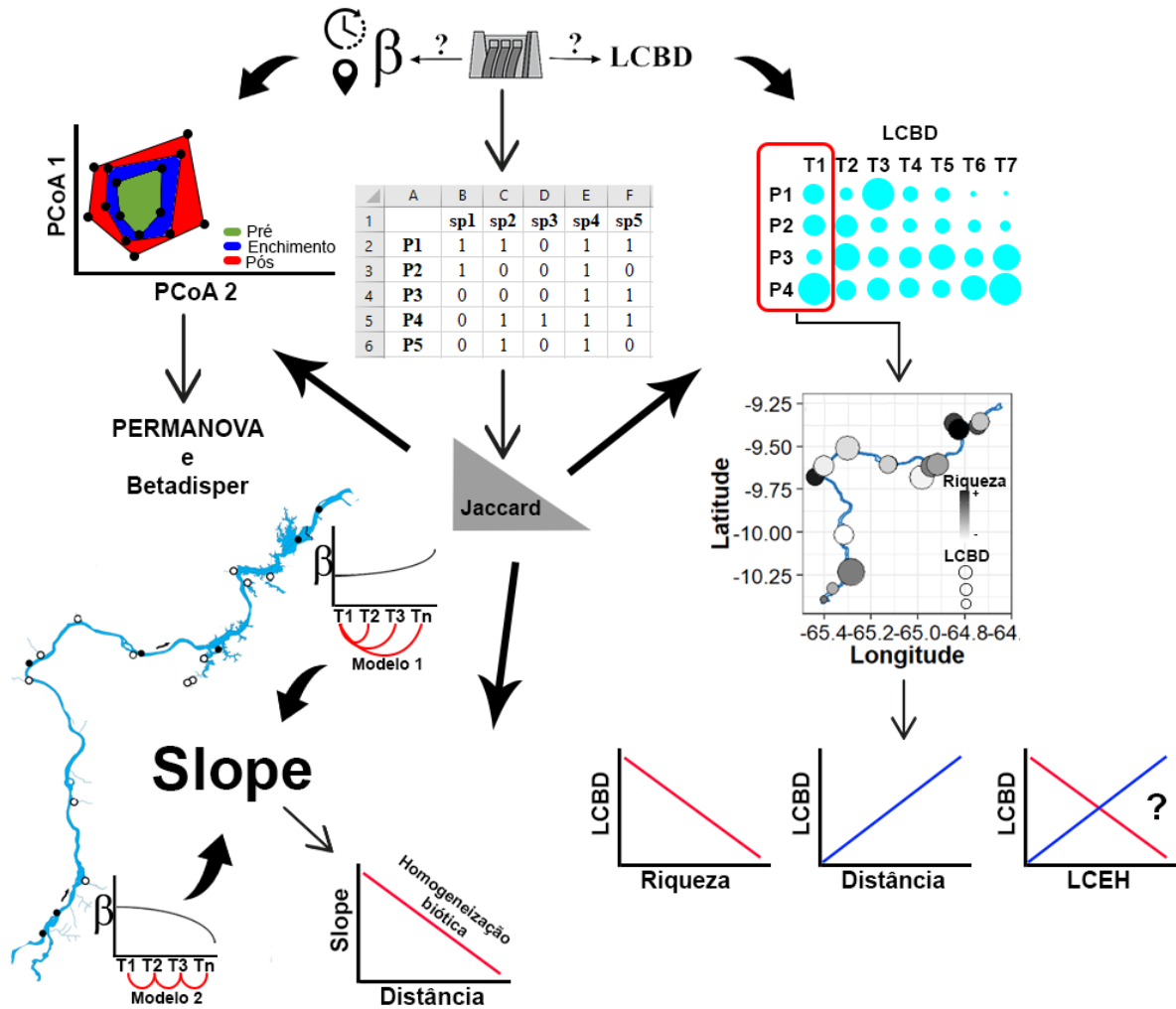


Fig.3. Esquema das análises estatísticas e gráficos com os resultados esperados.

3 RESULTADOS

3.1 Caracterização ambiental

Foi verificada diferenças ambientais entre as fases do barramento ($F: 15.54; p < 0.001$) e entre canal principal e tributários ($F: 122.94; p < 0.001$). Após o barramento houve menor variação ambiental (Apêndice B). A análise de componentes principais (PCA) mostrou a separação dos locais do rio Madeira e dos tributários no primeiro eixo e maior heterogeneidade ambiental no rio Madeira, antes do barramento, relacionado a maiores valores da maioria das variáveis ambientais (Fig. 4). Após o barramento a heterogeneidade ambiental foi menor, principalmente a disponibilidade de luz na coluna de água e a demanda bioquímica de oxigênio nos tributários.

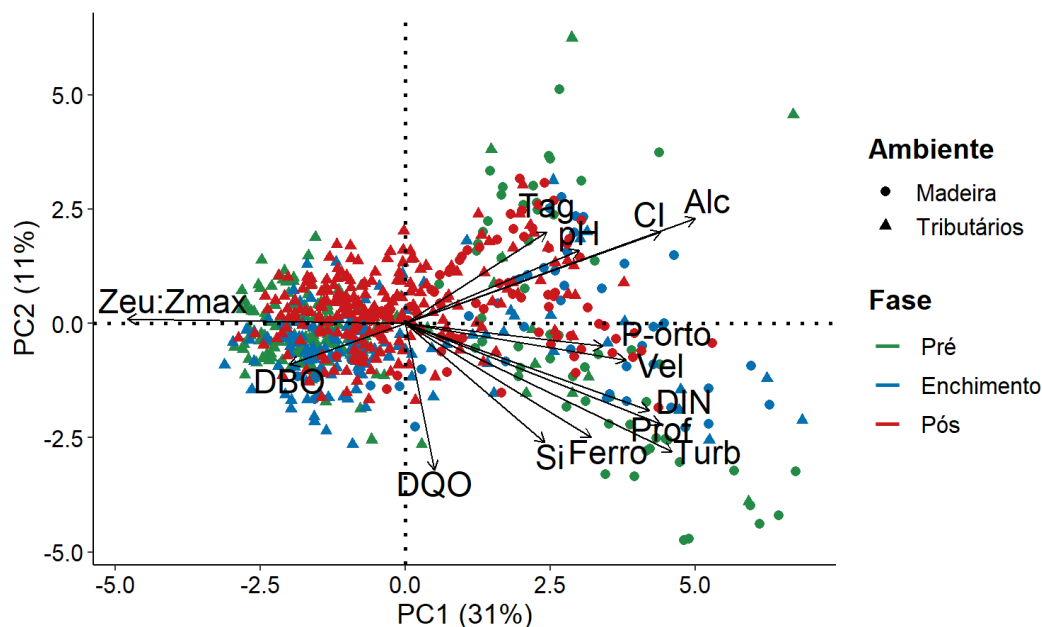


Fig.4. Análise de componentes principais realizada para as variáveis ambientais na área de influência da UHE Jirau, entre setembro de 2009 e julho de 2017. **Tag**: temperatura da água; **Zeu:Z_{max}**: relação entre zona eufótica e zona de mistura; **P-orto**: ortofosfato; **DIN**: nitrogênio inorgânico dissolvido; **DBO**: demanda bioquímica de oxigênio; **DQO**: demanda química de oxigênio; **Alc**: alcalinidade; **CI**: carbono inorgânico; **Si**: Sílica; **Vel**: velocidade de fluxo da água; **Turb**: turbidez.

3.2 Comunidade fitoplanctônica

Foram encontrados 587 táxons, sendo principalmente representantes de algas verdes, diatomáceas e fitoflagelados. Os tributários mostraram maiores valores médios de riqueza nas três fases avaliadas, especialmente a área alagada do rio Mutum (T10), antes do barramento e durante o enchimento (26 espécies em ambos) e no Igarapé Jirau (T14 – 22 táxons) após o barramento. Os valores médios de riqueza foram baixos no eixo longitudinal do reservatório no rio Madeira, sendo o menor (4 espécies), na região mais próxima da barragem (M5). As diatomáceas tiveram maior contribuição a riqueza no rio Madeira. Para os tributários, houve maior importância das algas verdes e fitoflagelados. A riqueza diminuiu nos locais mais distantes do barramento (T1: R^2 ajustado = 0.11; p: 0.02; T2: R^2 ajustado = 0.16; p: 0.009), e aumentou nos locais mais próximos (T12: R^2 ajustado = 0.06; p: 0.06; T14: R^2 ajustado = 0.15; p: 0.01) ao longo do tempo.

A PERMANOVA revelou diferenças na composição da comunidade entre as fases do barramento (F: 7.83; p<0.001) e tipo de ambiente (canal principal e tributários) (F: 18; p<0.001) (Fig.5). A análise de redundância revelou diferenças entre canal principal e tributários, entretanto com baixos valores de explicação dos eixos, o que demonstra baixa relação entre as variáveis ambientais e a distribuição do fitoplâncton (Fig. 6).

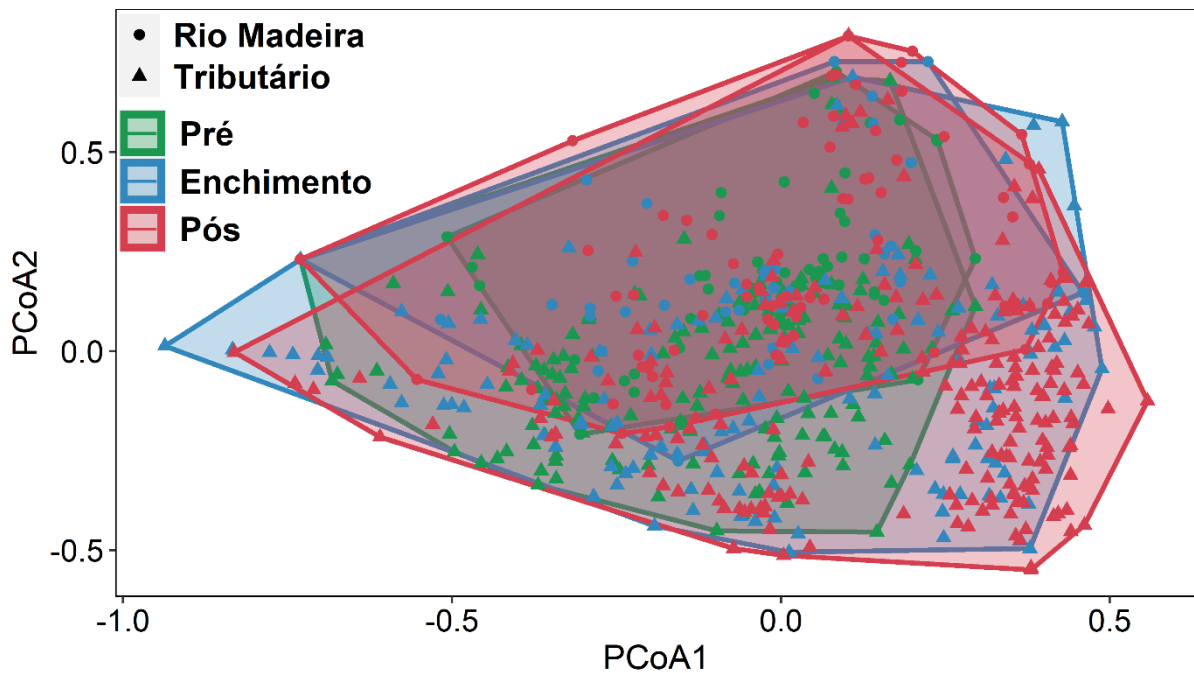


Fig.5. Variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica nas distintas fases do barramento e tipo de ambiente (canal principal e tributários) no reservatório de Jirau entre setembro de 2009 e julho de 2017. Foram considerados dados de ocorrência e a dissimilaridade de jaccard.

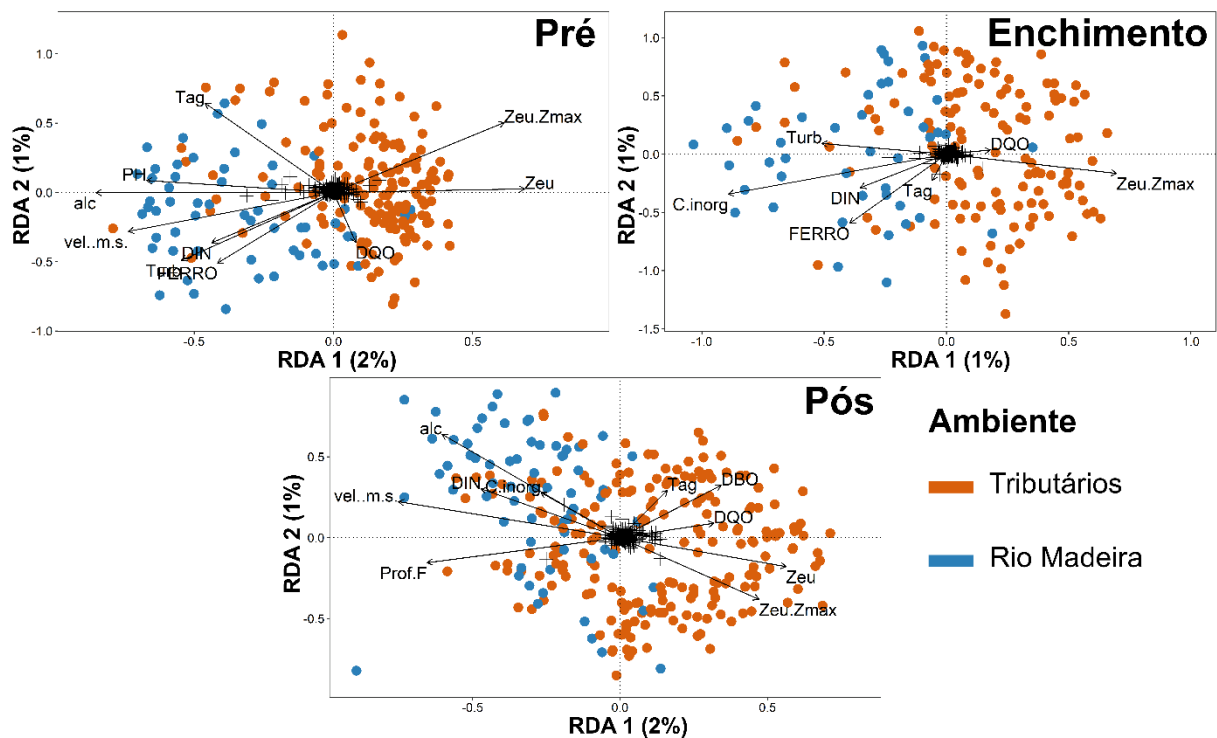


Fig. 6. Análise de redundância das variáveis bióticas e abióticas entre as fases do barramento do reservatório de Jirau.

A diversidade beta espacial não mudou no tempo e não apresentou diferenças entre as fases do barramento (Fig.7). A diversidade beta temporal local, que considerou as comparações entre a primeira amostragem e as posteriores, evidenciou mudanças unidirecionais na composição de espécies em cinco tributários (Fig. 8a, Apêndice C e D), e a variação na

composição entre amostras consecutivas decresceu temporalmente nos tributários T9, T13 e T14, indicando perda de variação temporal (Fig. 8b). A relação entre os valores de *SLOPE* e a distância da barragem foi importante apenas para a variação entre amostras consecutivas, evidenciando que nos locais mais próximos da barragem houve diminuição da variação temporal da comunidade fitoplanctônica (Fig. 9).

A diversidade beta temporal regional mostrou relação positiva apenas para o modelo comparativo com a primeira amostragem, que indicou mudanças unidirecionais na comunidade em escala regional, e não mostrou relação para o modelo comparativo entre amostragens consecutivas, o que demonstrou ausência de homogeneização biótica regionalmente (Fig. 10).

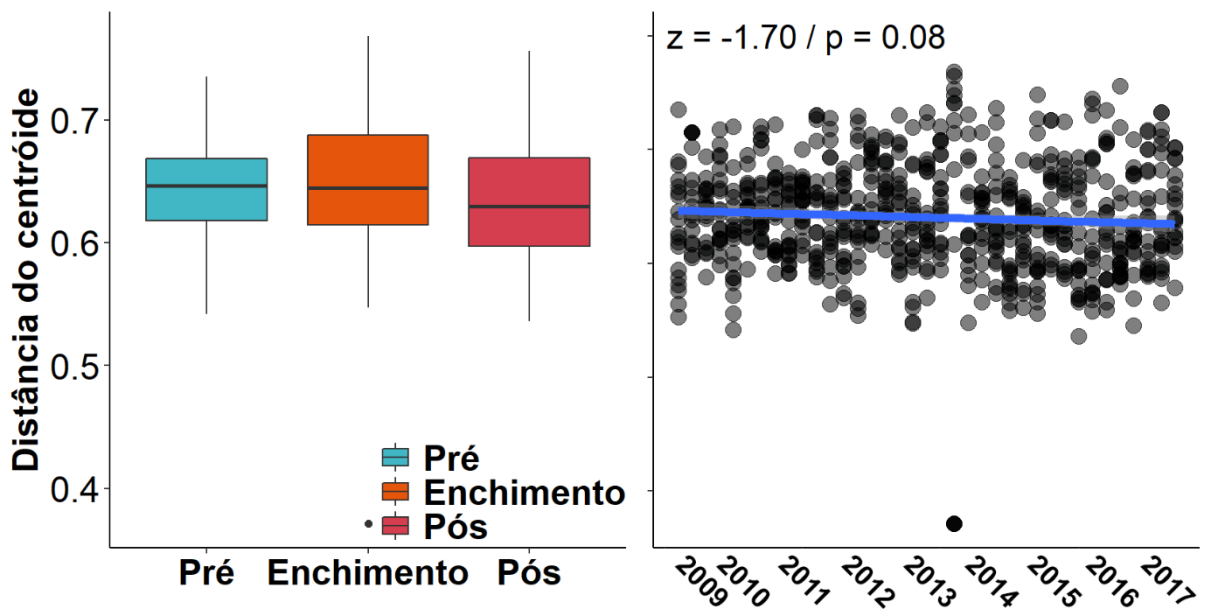


Fig.7. Valores das distâncias dos locais para o grupo centróide em cada amostragem, entre as fases do barramento, representados pelo boxplot a esquerda (linha representa a média, a caixa o desvio padrão e as linhas o erro padrão) e no tempo, representados pela regressão à direita.

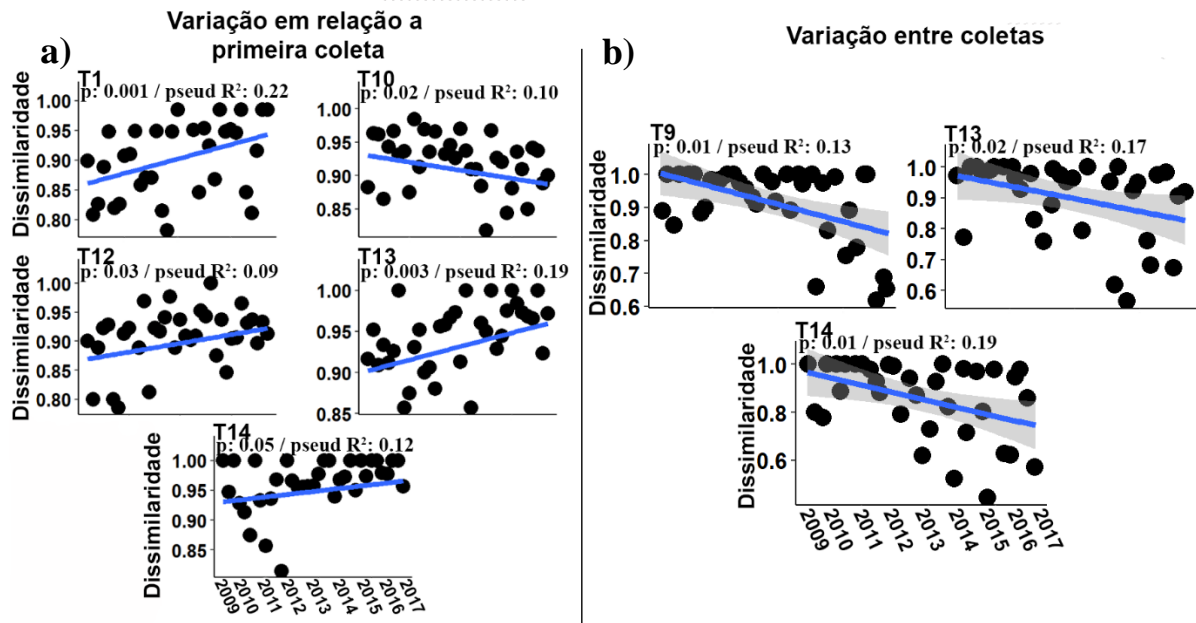


Fig.8. Regressões beta entre o índice de diversidade beta e o número de amostragens (Tempo). a) Resultado da variação temporal quando comparada a comunidade inicial com as posteriores. Um aumento linear indica que as comunidades apresentaram uma mudança unidirecional. b) resultado da variação entre amostragens consecutivas. O decréscimo no tempo indica que as comunidades apresentam menor variação temporal com o passar do tempo, sinal de homogeneização temporal. Apenas relações significativas são mostradas.

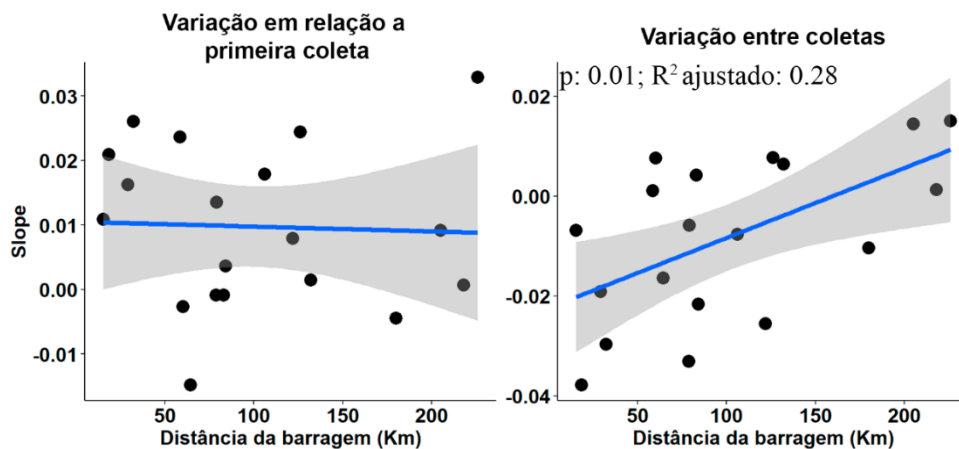


Fig.9. Regressão entre os valores de inclinação da reta (*SLOPE*) e a distância dos locais para a barragem. A esquerda utilizando o tempo inicial como modelo de comparação, não apresentando tendência de incremento ou decréscimo na variação biótica. A direita, utilizando amostragens consecutivas como modelo de comparação, o aumento linear indica que em locais mais próximos da barragem a variação entre as amostragens foi menor.

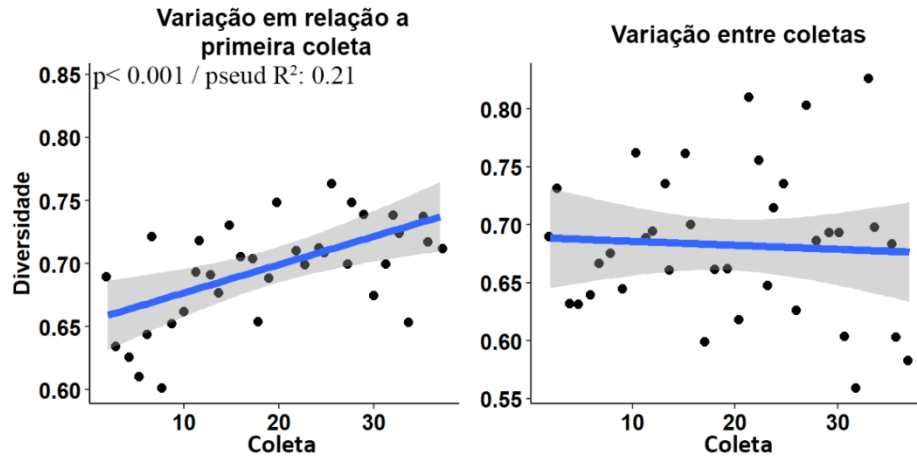


Fig.10. Regressão beta entre os valores de diversidade beta temporal regional com o tempo inicial de modelo (esquerda) e tempos consecutivos de modelo (direita), nos tributários e rio Madeira entre outubro de 2009 e julho de 2017.

Foi verificada relação positiva entre os valores de diversidade beta temporal e os valores de heterogeneidade ambiental local para os tributários T4 ($z = 2.19$, $p = 0.02$) e T13 ($z = 3.5$, $p < 0.001$). Para os demais locais essa relação não foi significativa (Apêndice E).

Houve mudança na contribuição dos locais para a diversidade beta regional (LCBD) entre as fases do barramento (Fig. 11). A média de contribuição de cada local por fase do reservatório seguiu o padrão de cada amostragem individual para o LCBD e para a riqueza (Fig. 12, Apêndice - F, G, H e I). Na maioria dos casos, a maior contribuição dos locais a diversidade beta regional esteve relacionada com menor riqueza, exceto no período de enchimento, quando maior LCBD foi associado à maior riqueza no rio principal e tributários (Figs. 13 e 14). Os locais mais distantes tiveram decréscimo na riqueza de espécies no período de enchimento e após o barramento (Apêndice J).

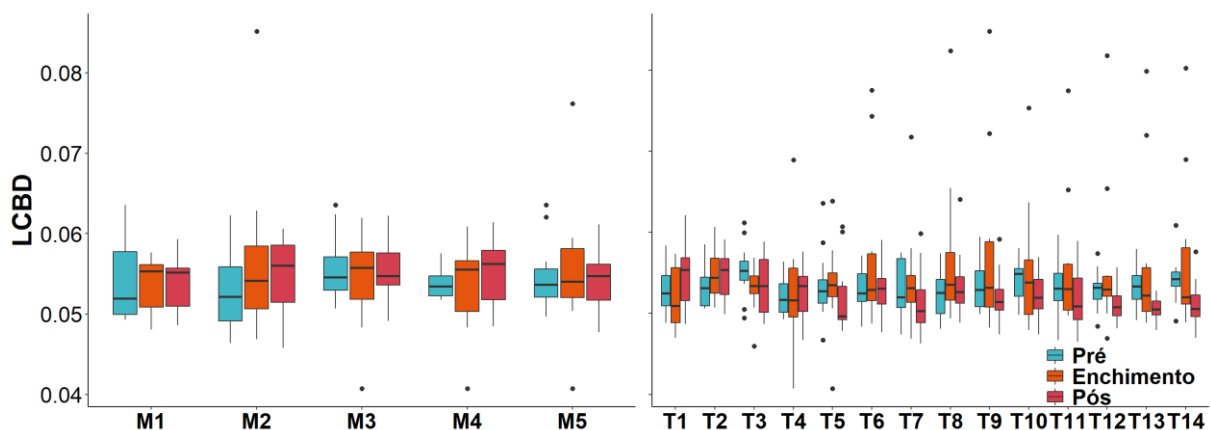


Fig. 11. Variação dos valores de LCBD entre as fases do reservatório no canal principal (a esquerda) e tributários (a direita). O traço representa a média, a caixa o erro padrão e as linhas o desvio padrão.

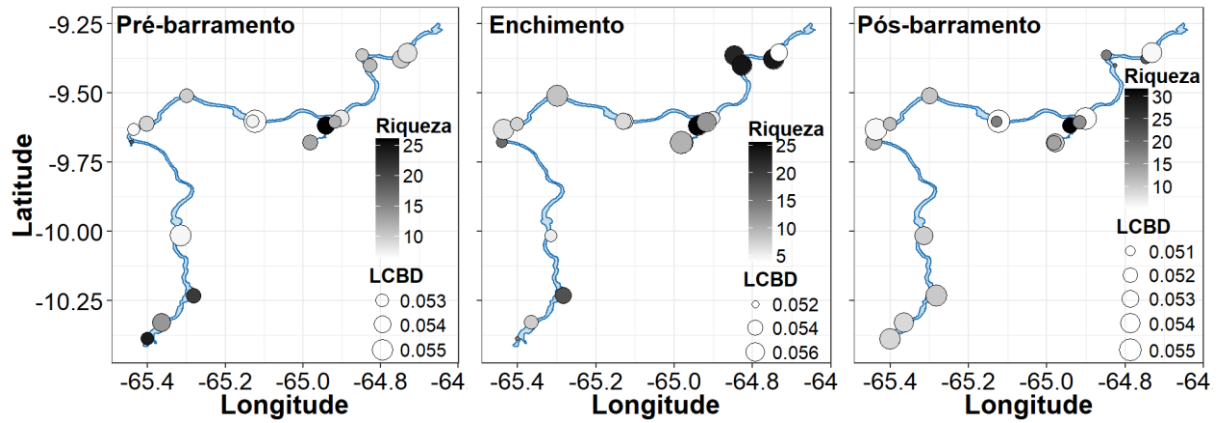


Fig.12. Variação espacial e temporal dos valores de contribuição média de cada local (tamanho do círculo) e o valor de riqueza (cor do círculo) em cada fase do reservatório.

Os locais com maior singularidade ambiental (LCEH) apresentaram maior contribuição à diversidade beta apenas antes do barramento no canal principal (Fig. 14). A relação entre LCBD e distância da barragem mostrou que os tributários mais distantes apresentaram maior contribuição para a diversidade beta, após o barramento (Fig. 15).

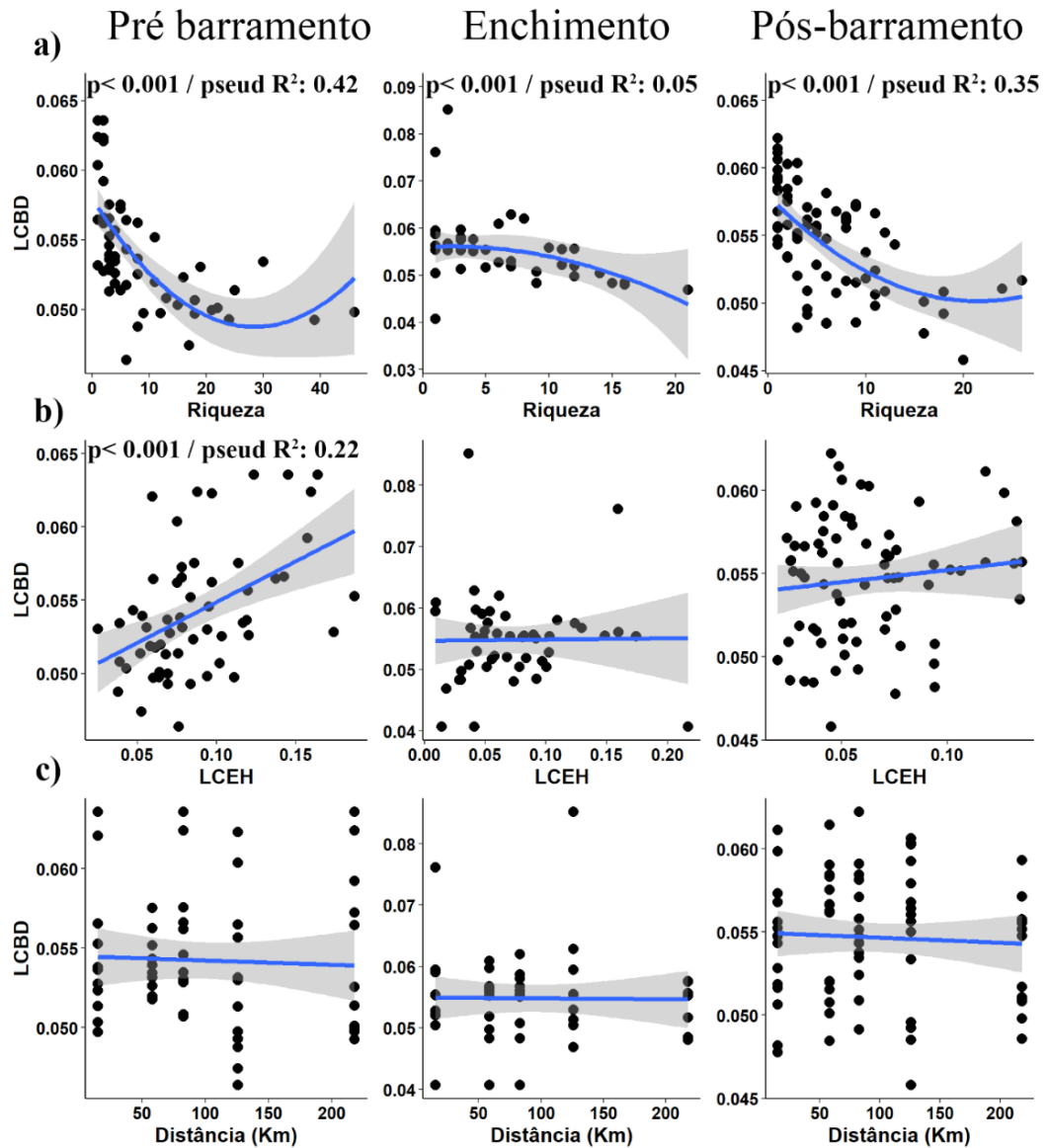


Fig.13. Regressão entre os valores de contribuição dos locais para a diversidade beta (LCBD) e a (a) riqueza, (b) singularidade ambiental (LCEH) e (c) distância (Km) da barragem em cada fase do reservatório, no rio Madeira.

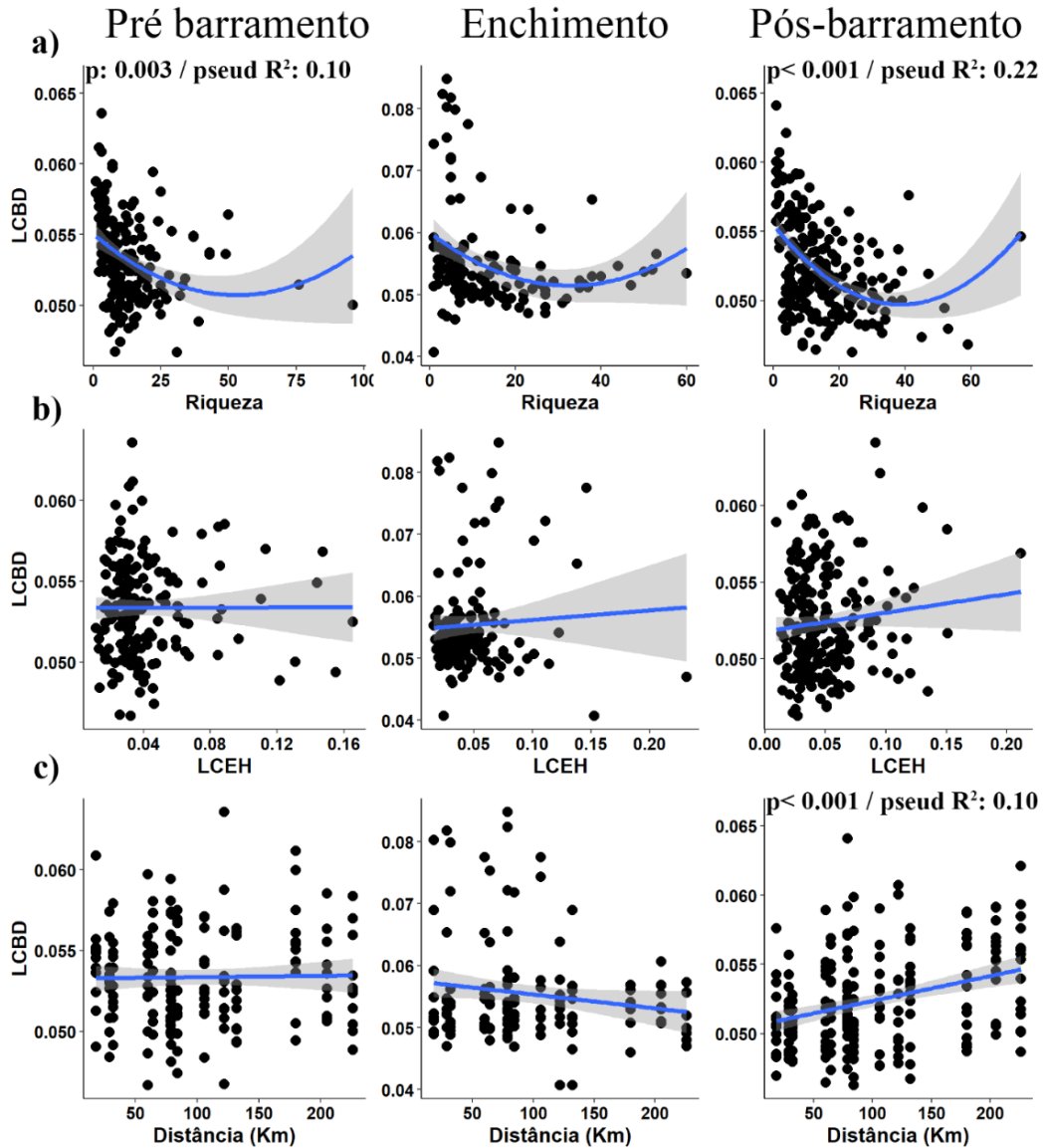


Fig.14. Regressão entre os valores de contribuição dos locais para a diversidade beta e a (a) riqueza, (b) singularidade ambiental (LCEH) e a (c) distância da barragem nas fases do barramento, nos tributários.

4 DISCUSSÃO

Constatou-se que a formação do reservatório alterou os padrões de variação temporal do fitoplâncton e modificou a contribuição dos locais à diversidade. Averigou-se que essas mudanças foram mais notórias nos tributários do que no canal principal. Independente da distância para a barragem, todos os locais foram afetados, mas locais mais afastados perderam espécies e os mais próximos perderam variação temporal. Como conjecturado, a composição fitoplanctônica mudou entre as fases do barramento. Inesperadamente, a diversidade beta espacial não foi alterada entre as fases do barramento, mas temporalmente houve evidências de homogeneização biótica em locais próximos à barragem, conforme a terceira hipótese.

A barragem afetou a contribuição dos locais para a diversidade beta em toda a escala estudada, e menor contribuição esteve associada a valores intermediários de riqueza. Locais

mais distantes do barramento contribuíram mais para a diversidade beta e locais mais próximos contribuíram menos após o barramento, corroborando a quarta hipótese. Por fim, o barramento teve maior impacto sobre os tributários (Figura 15). O barramento esteve relacionado às mudanças unidirecionais na composição das espécies em cada local e os locais mais próximos à barragem apresentaram menor contribuição a diversidade beta.

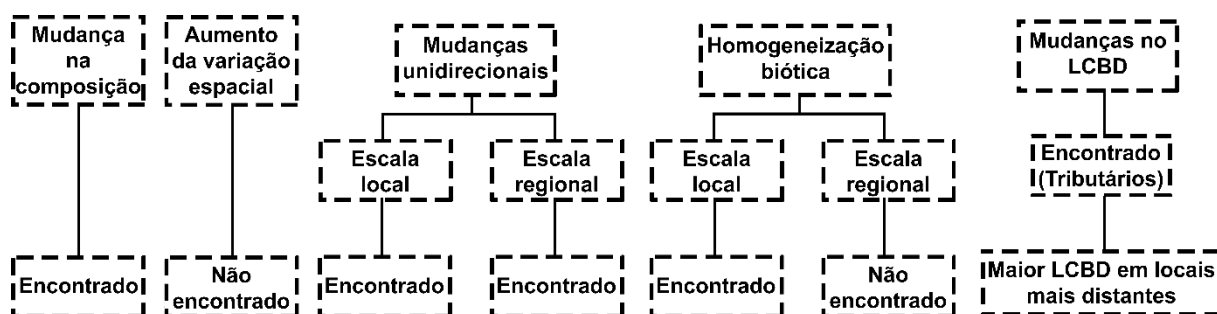


Fig. 15. Resumo dos resultados encontrados, associados com as hipóteses.

4.1 Hipótese I: A barragem irá modificar a composição da comunidade.

A composição da comunidade fitoplanctônica mudou após a construção do barramento, e provavelmente está associado às mudanças nas condições hidrodinâmicas (Reynolds, 1999; Thornton et al., 1990), com a formação de um mosaico de habitats lânticos e lóticos (Almeida et al., 2019; Baxter, 1977; Thomaz et al., 1997), que ocorre mesmo em reservatórios de tipo fio de água (Almeida et al., 2019; Baumgartner et al., 2020; Reynolds, 1999), como no caso do reservatório de Jirau, em que foram formados remansos na região de confluência de alguns tributários com o canal principal (Apêndice K). Estas regiões mais lânticas favoreceram distintas espécies daquelas registradas nos ambientes lóticos (Di Maggio et al., 2016; Reynolds, 2012, 2000). A redução das concentrações de fósforo e disponibilidade de luz após o barramento (Apêndice B), também selecionou espécies mais tolerantes à limitação desses recursos.

Embora tenham sido detectadas mudanças ambientais e na variação do fitoplâncton após o barramento, a Análise de Redundância evidenciou baixa relação das variáveis ambientais e a composição fitoplanctônica em toda as fases do reservatório. É provável que variáveis importantes para a estruturação do fitoplâncton, como o tempo de residência da água, predação pelo zooplâncton e regime de mistura, e não contempladas na análise, tenham explicado parte da variação observada. Contudo, foi evidenciado que as mudanças causadas por um projeto hidrelétrico com uma estrutura de tipo fio de água são refletidas pela composição de espécies fitoplanctônicas (e por outros atributos, como será mostrado nas próximas seções).

4.2 Hipótese II: A barragem favorece a variação espacial da comunidade

Diferente do esperado, a variação espacial da comunidade não mudou após o barramento. Ambientes próximos à barragem podem ter maior impacto sobre a variação das comunidades, pois nessa região há aumento pronunciado da profundidade e geralmente no tempo de retenção da água após o barramento (Abonyi et al., 2012; Wu et al., 2010; Zhang et al., 2021). No entanto, o fato de a escala estudada ser relativamente grande, pode ter mascarado o efeito do alagamento da barragem na variação da comunidade, sendo que os locais mais distantes podem ter contribuído com as espécies, compensando o efeito do alagamento na composição de espécies dos locais próximos.

4.3 Hipótese III: A barragem afeta negativamente a variação temporal da comunidade

O modelo de comparação com a primeira amostragem evidenciou que as comunidades mudaram, e o acúmulo de mudanças na composição de espécies ao longo do tempo resultou em um incremento na dissimilaridade de maneira unidirecional, local e regionalmente. Essas mudanças foram evidentes em cinco locais, situados nos tributários, que se tornaram lênticos após o barramento, e inclusive apresentaram estratificação térmica (Apêndice K), como geralmente é observado após o barramento de um rio (Almeida et al., 2019). Ou seja, nesses locais, houve mudança de organismos associados a condições lóticis, por organismos favorecidos por condições lênticas. Como mencionado, mudanças em outras características como a disponibilidade de nutrientes e luz poder ter também influenciado a variação da comunidade. Essa mudança unidirecional da composição alcançou o local mais distante da barragem, evidenciando que os efeitos do barramento foram sentidos pela comunidade em quilômetros de extensão.

A diminuição temporal da variação da composição entre amostragens indicou que houve homogeneização biótica em alguns locais, principalmente nos tributários próximos a barragem, que se tornaram mais lênticos, o que era esperado pois mesmo se tratando de uma barragem a fio de água, houve diminuição da variação natural do nível do rio. Os achados deste estudo confirmaram que o barramento diminuiu a variação temporal das condições ambientais em escala local e conseqüentemente impactaram o fitoplâncton, assim como vêm sendo relatado para outros tipos de estudo e regiões (Agostinho et al., 2008; Braghin et al., 2015; Fukushima et al., 2007; Simões et al., 2015; Zhang et al., 2021). Adicionalmente, os resultados mostraram que a perda de variação da composição de espécies devido ao barramento foi detectada quando analisadas distintas combinações da escala espacial e temporal, pois enquanto alguns padrões

temporais emergiram em escala regional, como a mudança da comunidade para outro estado, outros, como a homogeneização biótica, foram evidentes apenas para cada local.

A distância dos locais em relação a barragem mostrou-se um fator importante nas mudanças da variação local. Locais mais próximos foram mais afetados e o efeito de homogeneização temporal biótica alcançou locais até aproximadamente 80 km do barramento (seguindo o curso do rio). No entanto, a barragem não modificou os padrões de diversidade beta no canal principal, nem mesmo na região diretamente afetada pela barragem. O baixo impacto desse tipo de barragem sobre as características limnológicas do canal principal tem sido demonstrado (Almeida et al., 2019). O baixo impacto no canal principal e o fato de que tributários mais distantes não apresentaram mudanças, podem explicar o porquê de não ter sido evidenciada homogeneização biótica em escala regional temporalmente.

As mudanças observadas nas comunidades não estiveram relacionadas com a heterogeneidade ambiental local ao longo de tempo (pelo menos não baseada nas variáveis disponíveis), exceto em alguns tributários. Como mencionado, infelizmente dados de fatores importantes para o fitoplâncton, e que mudam com a construção de um barramento (e.g. tempo de residência da água), não estavam disponíveis. Porém, os dados de perfis térmicos disponíveis para alguns dos locais, indicaram que a variação da estratificação da coluna de água influenciou as mudanças temporais das comunidades. Por exemplo, o igarapé Caiçara apresentou tanto mudanças unidirecionais quanto perda de variação temporal. Este local apresentou estratificação térmica após o barramento, sugerindo condições lânticas em todo o período após o barramento. Dessa forma, o ambiente selecionou espécies favorecidas pelas novas condições, e mudou a composição da comunidade.

O fraco poder de explicação do ambiente sobre a composição do fitoplâncton indicou que outras variáveis ambientais, não mensuradas, como o tempo de residência da água, podem ser responsáveis por direcionarem tais mudanças. Outros mecanismos não associados com fatores ambientais também podem estruturar as comunidades (Vellend et al., 2014). Por exemplo, alguns estudos mostram que o fitoplâncton em ambientes lóticos é fortemente influenciado por processos de dispersão (Wojciechowski et al., 2017; Xiao et al., 2016), ou fatores temporais relacionados a processos estocásticos (e.g. eventos aleatórios de colonização e extinção), ou interações biológicas (e.g. predação e competição) (Lansac-Tôha et al., 2019).

4.4 Hipótese IV: A barragem modifica a contribuição de cada local para a diversidade beta regional

A barragem modificou a contribuição dos locais para a diversidade beta regional (LCBD). Esse efeito sobre os valores da LCBD foi dependente da proximidade à barragem e tributários. Após o barramento, os locais mais próximos a barragem contribuíram menos para a diversidade beta. Provavelmente por se tornarem ambientes com a composição biótica mais parecida entre eles, contribuíram menos para a diversidade regional (Maloufi et al., 2016; Oliveira et al., 2018; Xiao et al., 2018). Entretanto, os valores de LCBD aumentaram em locais mais distantes, provavelmente porque foram menos influenciados pelo efeito do barramento e apresentaram conjuntos de espécies mais distintos.

Foi constatado que os maiores valores de LCBD nos locais mais afastados da barragem estiveram relacionados com menores valores de riqueza. Ou seja, ambientes mais únicos apresentaram menor número de espécies, como relatado em outros estudos (da Silva et al., 2018; Heino and Alahuhta, 2019; Quirino et al., 2021; Vilmi et al., 2017). Também foi evidenciado, que após o barramento locais mais afastados apresentaram menos espécies do que locais mais próximos. Esses resultados indicam que a barragem afetou diferentemente os atributos da comunidade, e que seu efeito dependeu dos ambientes considerados (canal principal ou tributários) e da distância para a barragem.

A contribuição de cada local a diversidade beta não esteve associada com a singularidade ambiental (LCEH), e pode estar associado a baixa relação ambiente -comunidade fitoplanctônica (RDAs, Pré-R²: 4%; Enchimento-R²: 3%; Pós-R²: 2%). De fato, identificar os fatores responsáveis pela distribuição das espécies fitoplanctônicas pode ser um desafio (Nabout et al., 2009), especialmente em ambientes lóticos em que o efeito da estocasticidade pode ser significativo para organismos planctônicos (Soininen et al., 2013; Thorp, 2010). Como dito anteriormente, outros mecanismos não relacionados à variação ambiental, podem estar associados às mudanças da comunidade, como a dispersão, as dinâmicas interespecíficas e deriva ecológica (Vellend, 2016).

5 CONCLUSÃO

Os resultados indicam que o barramento afetou à comunidade em escala local (mudanças unidirecionais e homogeneização biótica) e regional (mudanças unidirecionais). Ademais, os tributários foram mais impactados pela barragem do que o canal principal. Ou seja, maior atenção deve ser dada a esses ambientes em futuros trabalhos de impactos ambientais causados por barramentos e até mesmo relatórios de impactos ambientais (EIA-RIMA) antes

da construção desses empreendimentos. Entretanto, verificou-se que o impacto dessa barragem, mesmo sendo a fio de água, alcançou grandes distâncias, com os ambientes mais próximos perdendo singularidade biótica e os mais distantes apresentando um decréscimo na riqueza.

A análise temporal evidenciou que está ocorrendo homogeneização biótica em alguns tributários próximos à barragem, o que afeta não só a diversidade do fitoplâncton, mas também podendo alcançar toda uma cadeia trófica, sendo que os organismos fitoplanctônicos contemplam a base da cadeia aquática.

O fato de as mudanças locais terem sido diferentes das regionais, indica que a análise particular em cada local pode evidenciar um resultado que quando analisado regionalmente é mascarado. Como visto, em análise local, pode-se perceber homogeneização biótica temporalmente, fato que não seria encontrado se apenas a análise regional fosse feita.

Os resultados de LCBD indicaram a importância de cuidar desses locais adjacentes ao canal principal, tanto antes do barramento (pensando em sua conservação) quanto após o barramento (pensando em sua restauração), sendo que foi evidenciado que a contribuição dos locais muda com a construção do reservatório. Os resultados obtidos também indicaram que locais com pouca riqueza podem estar sofrendo maior impacto do reservatório, necessitando de uma atenção especial em futuros estudos e medidas de restauração.

REFERÊNCIAS

- Abonyi, A., Leitão, M., Lançon, A.M., Padisák, J., 2012. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). *Hydrobiologia* 698, 233–249. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1130-0>
- 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 J. Biol.* 68, 1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Agostinho, Angelo Antonio, Thomaz, Sidinei Magela, Gomes, L.C.L.C., 2004. The upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation, in: Thomaz, S. M., Agostinho, A.A, Hanh, N.S. (Eds.), *The Upper Paraná River and Its Floodplain: Physical Aspects, Ecology and Conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, p. 394.
- Agudelo, J., Arias, P.A., Vieira, S.C., Martínez, J.A., 2019. Influence of longer dry seasons in the Southern Amazon on patterns of water vapor transport over northern South America and the Caribbean. *Clim. Dyn.* 52, 2647–2665. <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4285-1>

- Almeida, R.M., Hamilton, S.K., Rosi, E.J., Arantes, J.D., Barros, N., Boemer, G., Gripp, A., Huszar, V.L.M., Junger, P.C., Lima, M., Pacheco, F., Carvalho, D., Reisinger, A.J., Silva, L.H.S., Roland, F., 2019. Limnological effects of a large Amazonian run-of-river dam on the main river and drowned tributary valleys. *Sci. Rep.* 9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-53060-1>
- Almeida, R.M., Tranvik, L., Huszar, V.L.M., Sobek, S., Mendonça, R., Barros, N., Boemer, G., Durval, J., Arantes Jr, J.D., Roland, F., 2015. Phosphorus transport by the largest Amazon tributary (Madeira River, Brazil) and its sensitivity to precipitation and damming [WWW Document]. *Inl. Waters*. <https://doi.org/10.5268/IW-5.3.815>
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26, 32–46. <https://doi.org/10.1080/13645700903062353>
- APHA, APHA/AWWA/WEF, 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st ed, Standard Methods. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation, Washington, DC.
- Aragón, L.E., 2018. A dimensão internacional da Amazônia: um aporte para sua interpretação. *Rev. NERA* 1, 14–33.
- Baumgartner, M.T., Piana, P.A., Baumgartner, G., Gomes, L.C., 2020. Storage or Run-of-river Reservoirs: Exploring the Ecological Effects of Dam Operation on Stability and Species Interactions of Fish Assemblages. *Environ. Manage.* 65, 220–231. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01243-x>
- Baxter, R.M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 8, 255–283. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.08.110177.001351>
- Bicudo, C.E. de M., Menezes, M., 2018. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil, chave para identificação, Terceira. ed. RiMa.
- Bozelli, R.L., Thomaz, S.M., Padial, A.A., Lopes, P.M., Bini, L.M., 2015. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia* 753, 233–241. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2209-1>
- Braghin, L. de S.M., Almeida, B.D.A., Amaral, D.C., Canella, T.F., Gimenez, B.C.G., Bonecker, C.C., 2018. Effects of dams decrease zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. *Freshw. Biol.* 63, 721–730. <https://doi.org/10.1111/fwb.13117>
- Braghin, L.S.M., Figueiredo, B.R.S., Meurer, T., Michelin, T.S., Simões, N.R., Bonecker, C.C., 2015. Zooplankton diversity in a dammed river basin is maintained by preserved tributaries in a tropical floodplain. *Aquat. Ecol.* 49, 175–187.

<https://doi.org/10.1007/s10452-015-9514-7>

- Cardoso, S.J., Nabout, J.C., Farjalla, V.F., Lopes, P.M., Bozelli, R.L., Huszar, V.L.M., Roland, F., 2017. Environmental factors driving phytoplankton taxonomic and functional diversity in Amazonian floodplain lakes. *Hydrobiologia* 802, 115–130. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3244-x>
- Castello, L., Mcgrath, D.G., Hess, L.L., Coe, M.T., Lefebvre, P.A., Petry, P., Macedo, M.N., Renó, V.F., Arantes, C.C., 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv. Lett.* 6, 217–229. <https://doi.org/10.1111/conl.12008>
- Cole, A.G., 1994. *Textbook of Limnology*, 4th Ed. ed. Waveland Press, Inc. Prospect Heights, Illinois.
- Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* (80-.). 199, 1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Cribari-neto, F., Gruen, B., 2021. Package ‘betareg.’
- Cribari-Neto, F., Zeileis, A., 2010. Beta Regression in R. *J. Stat. Softw.* 34, 1–24. <https://doi.org/10.18637/jss.v069.i12>
- da Silva, P.G., Hernández, M.I.M., Heino, J., 2018. Disentangling the correlates of species and site contributions to beta diversity in dung beetle assemblages. *Divers. Distrib.* 24, 1674–1686. <https://doi.org/10.1111/ddi.12785>
- Di Maggio, J., Fernández, C., Parodi, E.R., Diaz, M.S., Estrada, V., 2016. Modeling phytoplankton community in reservoirs. A comparison between taxonomic and functional groups-based models. *J. Environ. Manage.* 165, 31–52. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.027>
- Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., G., 2019. *adespatial: Multivariate multiscale spatial analysis*. R package version 0.3-3. <https://cran.r-project.org/package=adespatia>.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J.J., Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 81, 163–82. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Ferrari, S.L.P., Cribari-Neto, F., 2004. Beta regression for modelling rates and proportions. *J. Appl. Stat.* 31, 799–815. <https://doi.org/10.1080/0266476042000214501>
- Fukushima, M., Kameyama, S., Kaneko, M., Nakao, K., Ashley Steel, E., 2007. Modelling the effects of dams on freshwater fish distributions in Hokkaido, Japan. *Freshw. Biol.* 52,

- 1511–1524. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01783.x>
- Guyot, J.L., Filizola, N., Quintanilla, J., Cortez, J., 1996. Dissolved solids and suspended sediment yields in the Rio Madeira basin, from the Bolivian Andes to the Amazon, in: *Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives*. IAHS Publication, Exeter, pp. 55–63.
- Heino, J., Alahuhta, J., 2019. Knitting patterns of biodiversity, range size and body size in aquatic beetle faunas: significant relationships but slightly divergent drivers. *Ecol. Entomol.* 44, 413–424. <https://doi.org/10.1111/een.12717>
- Heino, J., Grönroos, M., 2017. Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* 183, 151–160. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3754-7>
- Jamoneau, A., Passy, S.I., Soininen, J., Lebourcher, T., Tison-Roseberry, J., 2017. Beta diversity of diatom species and ecological guilds: response to environmental and spatial mechanisms along the stream watercourse. *Freshw. Biol.* This issue. <https://doi.org/10.1111/fwb.12980>
- Komárek, J., Anagnostidis, K., 2005. *Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales*. Elsevier.
- Komárek, J., Anagnostidis, K., 1998. *Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales, Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag.
- Komárek, J., Anagnostidis, K., 1989. Modern approach to the classification of cyanophytes. 4. Nostocales. *Algolog. Stud.* 56.
- Lansac-Tôha, F.M., Heino, J., Quirino, B.A., Moresco, G.A., Zapata, O.E.P., Meira, B.R., Rodrigues, L.C., Jati, S., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., 2019. Differently dispersing organism groups show contrasting beta diversity patterns in a dammed subtropical river basin. *Sci. Total Environ.* 691, 1271–1281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.236>
- Latrubesse, E.M., Stevaux, J.C., Sinha, R., 2005. Tropical rivers. *Geomorphology* 70, 187–206. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.02.005>
- Legendre, P., 2019. A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space–time surveys. *Ecol. Evol.* 9, 3500–3514. <https://doi.org/10.1002/ece3.4984>
- Legendre, P., De Cáceres, M., 2013. Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecol. Lett.* 16, 951–963. <https://doi.org/10.1111/ele.12141>

- Legendre, P., Legendre, L., 2012. Numerical Ecology, Thirrd. ed. Elsevier Science, Elsevier, Amsterdam.
- Legendre, P., Legendre, L.F.J., 1998. Numerical Ecology, 2 nd. ed, Elsevier. Elsevier Science, Amsterdam.
- Legendre, P., Mi, X., Ren, H., Ma, K., Yu, M., Sun, I.-F., He, F., 2009. Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. *Ecology* 90, 663–674. <https://doi.org/10.1890/07-1880.1>
- Liu, X., Qian, K., Chen, Y., 2015. Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a Changjiang River floodplain lake (Poyang Lake): Implications for dam operations. *J. Great Lakes Res.* 41, 770–779. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.06.008>
- Magurran, A.E., 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey.
- Maloufi, S., Catherine, A., Mouillot, D., Louvard, C., Couté, A., Bernard, C., Troussellier, M., 2016. Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper β -diversity across phytoplankton communities. *Freshw. Biol.* 61, 633–645. <https://doi.org/10.1111/fwb.12731>
- Moresco, G.A., Bortolini, J.C., Dias, J.D., Pineda, A., Jati, S., Rodrigues, L.C., 2017. Drivers of phytoplankton richness and diversity components in Neotropical floodplain lakes, from small to large spatial scales. *Hydrobiologia* 799, 203–215. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3214-3>
- Mouquet, N., E. Miller, T., Daufresne, T., M. Kneitel, J., 2006. Consequences of varying regional heterogeneity in source-sink metacommunities. *Oikos* 113, 481–488. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14582.x>
- Nabout, J.C., Siqueira, T., Bini, L.M., Nogueira, I.D.S., 2009. No evidence for environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities. *Acta Oecologica* 35, 720–726. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2009.07.002>
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O’Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2018. *Vegan: Community Ecology Package*.
- Oliveira, A.G., Baumgartner, M.T., Gomes, L.C., Dias, R.M., Agostinho, A.A., 2018. Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshw. Biol.* 63, 293–305. <https://doi.org/10.1111/fwb.13064>
- Padisák, J., Hajnal, É., Krienitz, L., Lakner, J., Uveges, V., 2010. Rarity, ecological memory,

- rate of floral change in phytoplankton-and the mystery of the Red Cock. *Hydrobiologia* 653, 45–64. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0344-2>
- Pineda, A., Iatskiu, P., Jati, S., Paula, A.C.M., Zanco, B.F., Bonecker, C.C., Moresco, G.A., Ortega, L.A., Souza, Y.R., Rodrigues, L.C., 2020. Damming reduced the functional richness and caused the shift to a new functional state of the phytoplankton in a subtropical region. *Hydrobiologia* 847, 3857–3875. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04311-0>
- Quirino, B.A., Lansac-Tôha, F.M., Thomaz, S.M., Heino, J., Fugi, R., 2021. Macrophyte stand complexity explains the functional α and β diversity of fish in a tropical river-floodplain. *Aquat. Sci.* 83. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00768-2>
- R Development Core Team, 2021. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Reynolds, C.S., 2012. Environmental requirements and habitat preferences of phytoplankton: Chance and certainty in species selection. *Bot. Mar.* 55, 1–17. <https://doi.org/10.1515/BOT.2011.121>
- Reynolds, C.S., 2006. *The Ecology of phytoplankton*, Ecology. Cambridge University Press, New York, USA. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511542145>
- Reynolds, C.S., 2000. Hydroecology of river plankton the role of variability in channel flow. *Hydrol. Process.* 14, 3119–3132. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<3119::AID-HYP137>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<3119::AID-HYP137>3.0.CO;2-6)
- Reynolds, C.S., 1999. Phytoplankton assemblages in reservoirs, in: Tundisi, J.G., Straškraba, M. (Ed.), *Theoretical Reservoir Ecology and Its Applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos, pp. 439–456.
- Schmutz, Stefan, Moog, O., 2018. Dams: ecological impacts and management, in: Schmutz, S, Sendzimir, J. (Eds.), *Riverine Ecosystem Management*. Aquatic Ecology Series, Vol 8. Springer, Cham, pp. 111–127. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_6
- Simões, N.R., Nunes, A.H., Dias, J.D., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., Bonecker, C.C., 2015. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. *Hydrobiologia* 758, 3–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2260-y>
- Soares, C.E.A., Velho, L.F.M., Lansac-Tôha, F.A., Bonecker, C.C., Landeiro, V.L., Bini, L.M., 2015. The likely effects of river impoundment on beta-diversity of a floodplain zooplankton metacommunity. *Nat. e Conserv.* 13, 74–79.

- <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.002>
- Soininen, J., Korhonen, J.J., Luoto, M., 2013. Stochastic species distributions are driven by organism size. *Ecology* 94, 660–670. <https://doi.org/10.1890/12-0777.1>
- Souza, C.A. de, Beisner, B.E., Velho, L.F.M., Carvalho, P. de, Pineda, A., Vieira, L.C.G., 2021. Impoundment, environmental variables and temporal scale predict zooplankton beta diversity patterns in an Amazonian river basin. *Sci. Total Environ.* 776, 145948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145948>
- Souza, C.A. de, Vieira, L.C.G., Legendre, P., Carvalho, P. de, Velho, L.F.M., Beisner, B.E., 2019. Damming interacts with the flood pulse to alter zooplankton communities in an Amazonian river. *Freshw. Biol.* 64, 1040–1053. <https://doi.org/10.1111/fwb.13284>
- Stanford, J.A., Ward, J. V, 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regul. Rivers-Research Manag.* 17, 303–310. [https://doi.org/Doi 10.1002/Rrr.659.Abs](https://doi.org/Doi%2010.1002/Rrr.659.Abs)
- Thomaz, S.M., Agostinho, Â.A., Hahn, N.S., 2004. *The Upper Paraná River and its Floodplain-Physical aspects, ecology and conservation.* Backhuys Publishers, Leiden.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M., Albert, S.M., 1997. Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal, in: Agostinho, A.A., Gomes, L.C. (Eds.), *Reservatório de Segredo: Bases Ecológicas Para o Manejo.* Eduem, Maringá, Brasil, pp. 19–37.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M., Bozelli, R.L., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>
- Thornton, K.W., 1990. Perspectives on reservoir limnology, in: *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives.* pp. 1–14.
- Thornton, K.W., Kimmel, B.L.L.B.L., Payne, F.E., LIND, O.T.O.T., Paulson, L.J.L.J., 1990. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives.* John Wiley & Sons, Somerset, NJ.
- Thorp, J.H., 2010. Models of ecological processes in riverine ecosystems, in: Likens, G.E. (Ed.), *River Ecosystem Ecology.* Academic Press (Elsevier), San Diego, CA, pp. 212–219.
- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.E.M., 2015. Environmental Impact Assessment of reservoir construction : new perspectives for restoration economy , and development : the Belo Monte Power Plant case study. *Brazilian J. Biol.* 75, S10–S15. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.03514BM>
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Int. Vereinigung für Theor. und Angew. Limnol.* 9, 1–38.

- Vellend, M., 2016. *The Theory of Ecological Communities*. Princeton University Press, New Jersey. <https://doi.org/10.1515/9781400883790>
- Vellend, M., Srivastava, D.S., Anderson, K.M., Brown, C.D., Jankowski, J.E., Kleynhans, E.J., Kraft, N.J.B., Letaw, A.D., Macdonald, A.A.M., Maclean, J.E., Myers-Smith, I.H., Norris, A.R., Xue, X., 2014. Assessing the relative importance of neutral stochasticity in ecological communities. *Oikos* 123, 1420–1430. <https://doi.org/10.1111/oik.01493>
- Vilmi, A., Karjalainen, S.M., Heino, J., 2017. Ecological uniqueness of stream and lake diatom communities shows different macroecological patterns. *Divers. Distrib.* 23, 1042–1053. <https://doi.org/10.1111/ddi.12594>
- Ward, J. V., Stanford, J. a, 1983. Serial discontinuity concept of lotic ecosystems, in: *Dynamics of Lotic Systems*, Ann Arbor Science, Ann Arbor. pp. 29–42. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.06.022>
- Wickham, H., 2016. *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag, New York.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Petrere, M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoeinghaus, D.J., Sabaj, M., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G.T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., van Soesbergen, A., Saenz, L., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* (80-.). 351, 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>
- Wojciechowski, J., Heino, J., Bini, L.M., Padial, A.A., 2017. Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. *Freshw. Biol.* 62, 751–766. <https://doi.org/10.1111/fwb.12899>
- Wu, N., Tang, T., Fu, X., Jiang, W., Li, F., Zhou, S., Cai, Q., Fohrer, N., 2010. Impacts of cascade run-of-river dams on benthic diatoms in the Xiangxi River, China. *Aquat. Sci.* 72, 117–125. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0121-3>
- Xiao, L.-J., Hu, R., Peng, L., Lei, L.-M., Feng, Y., Han, B.-P., 2016. Dissimilarity of phytoplankton assemblages in two connected tropical reservoirs: effects of water transportation and environmental filtering. *Hydrobiologia* 764, 127–138. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2400-4>
- Xiao, L.J., Zhu, Y., Yang, Y., Lin, Q., Han, B.P., Padisák, J., 2018. Species-based classification

reveals spatial processes of phytoplankton meta-communities better than functional group approaches: a case study from three freshwater lake regions in China. *Hydrobiologia* 811, 313–324. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3502-y>

Zhang, H., Huo, S., Cao, X., Ma, C., Zhang, J., Wu, F., 2021. Homogenization of reservoir eukaryotic algal and cyanobacterial communities is accelerated by dam construction and eutrophication. *J. Hydrol.* 603, 126842. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126842>

Zou, Y., Macau, E.E.N., Sampaio, G., Ramos, A.M.T., Kurths, J., 2015. Do the recent severe droughts in the Amazonia have the same period of length? *Clim. Dyn.* 46, 3279–3285. <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2768-x>

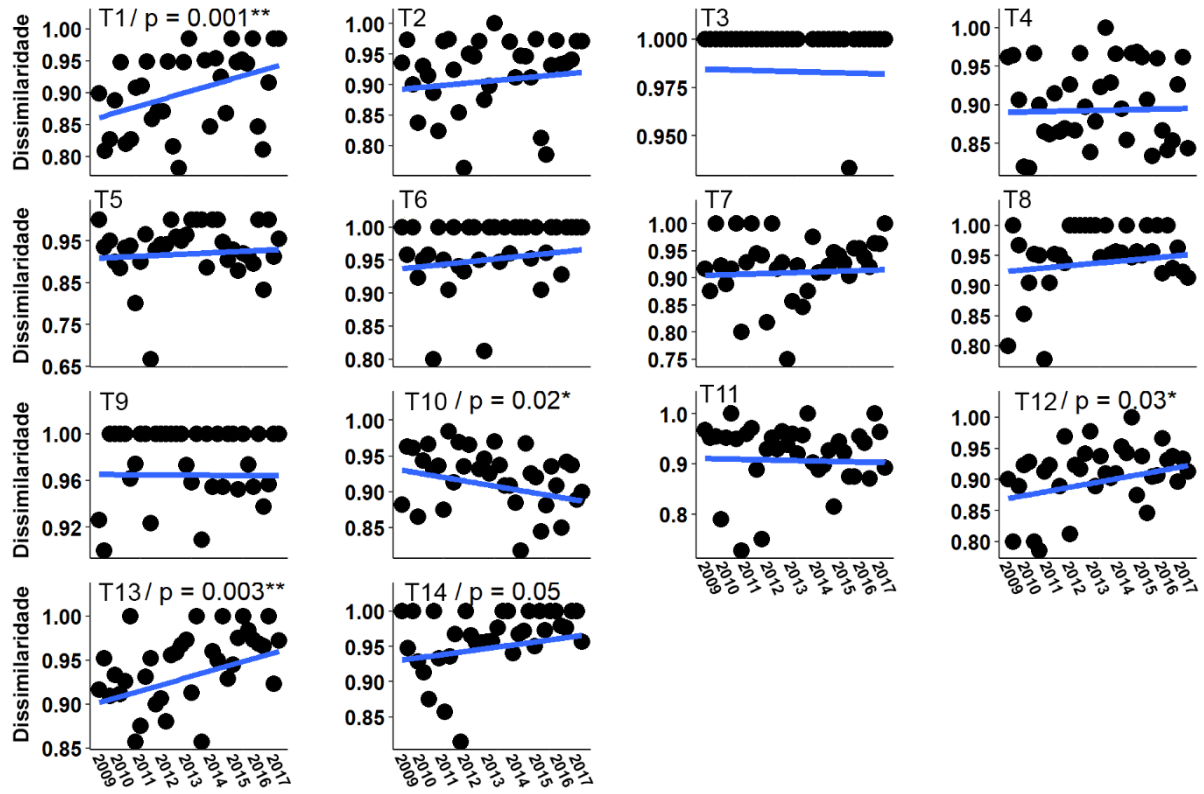
APÊNDICE B – Coeficiente de variação das variáveis ambientais

Tabela S2 Coeficiente de variação (CV - %) e valores médios (entre parênteses) da profundidade (Prof, m), temperatura da água (Tag, °C), pH, razão zona eufótica:zona máxima ($Z_{eu}:Z_{max}$), ortofosfato (P-orto, $\mu\text{g.L}^{-1}$), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID, $\mu\text{g.L}^{-1}$), demanda bioquímica de oxigênio (DBO, mg.L^{-1}), demanda química de oxigênio (DQO, mg.L^{-1}), ferro ($\mu\text{g.L}^{-1}$), alcalinidade (Alc, Eq.L^{-1}), carbono inorgânico (CI, mg.L^{-1}), Sílica (SI, $\mu\text{g.L}^{-1}$), velocidade da água (Vel – m/s) e turbidez (Turb) nas fases (antes, enchimento e após) do reservatório de Jirau, localizado no rio Madeira.

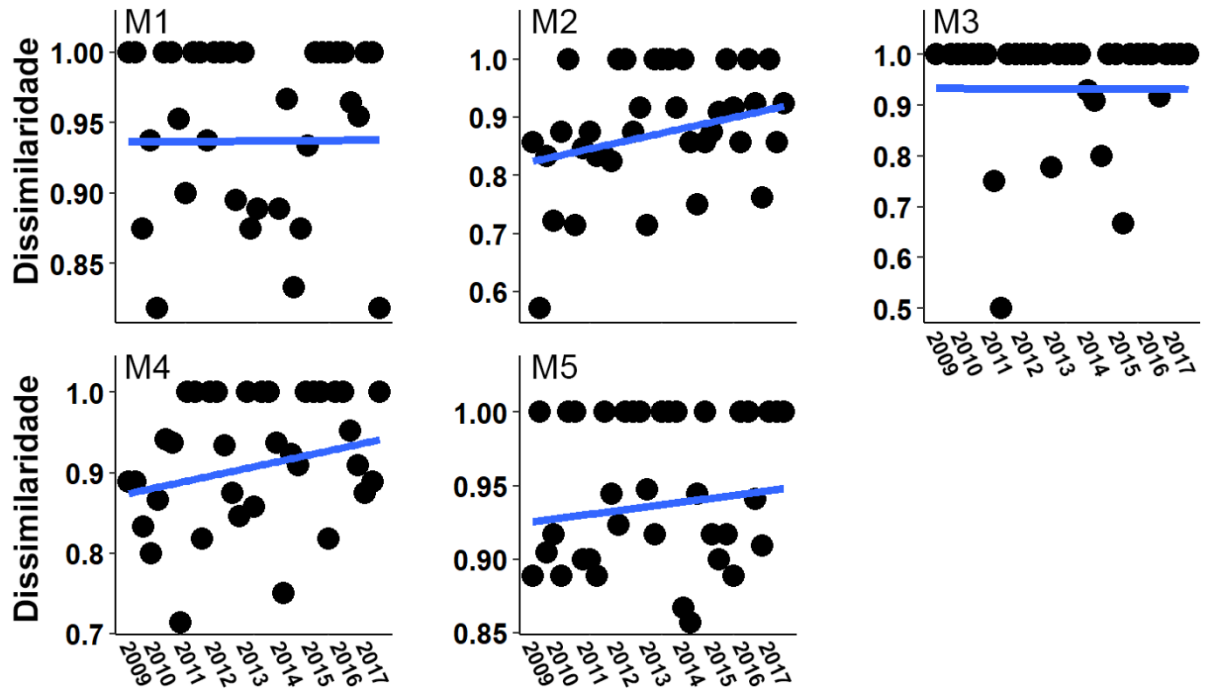
| Variáveis | Antes | Enchimento | Após |
|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Prof | 90.31 (7.83) | 62.82 (8.59) | 69.73 (8.15) |
| Tag | 7.62 (27) | 6.65 (27) | 6.81 (28) |
| pH | 12.18 (6.51) | 13.73 (6.08) | 11.73 (6.32) |
| $Z_{eu}:Z_{max}$ | 87.49 (0.41) | 104.10 (0.27) | 113.80 (0.28) |
| P-orto | 310.08 (0.03) | 134.45 (0.04) | 150.9 (0.02) |
| DIN | 65.23 (1.17) | 102.19 (1.61) | 75.8 (1.32) |
| DBO | 67.60 (1.38) | 61.89 (1.18) | 58.07 (1.42) |
| DQO | 74.06 (9.74) | 56.52 (16.23) | 69.456 (11.79) |
| Ferro | 121.33 (2.31) | 87.6 (1.06) | 60.65 (1.2) |
| Alc | 93.83 (13.9) | 78.17 (13.1) | 69.4 (15.2) |
| CI | 76.42 (4.15) | 63.98 (4.44) | 25.24 (5.6) |
| Si | 132.9 (11.6) | 74.50 (8.76) | 56.39 (7.88) |
| Vel | 137.64 (0.26) | 99 (0.72) | 105.85 (0.56) |
| Turb | 188.50 (136.6) | 175.1 (167.4) | 150.3 (131.5) |

APÊNDICE C – Gráficos de regressão dos tributários

Fig. S3 Regressões entre diversidade beta temporal e o número de amostragens (tempo) nos tributários. * < 0.05; **<0.01.



APÊNDICE D – Gráficos de regressão do rio Madeira

Fig. S4 Regressões entre diversidade beta temporal e o número de amostragens (tempo) no rio Madeira.

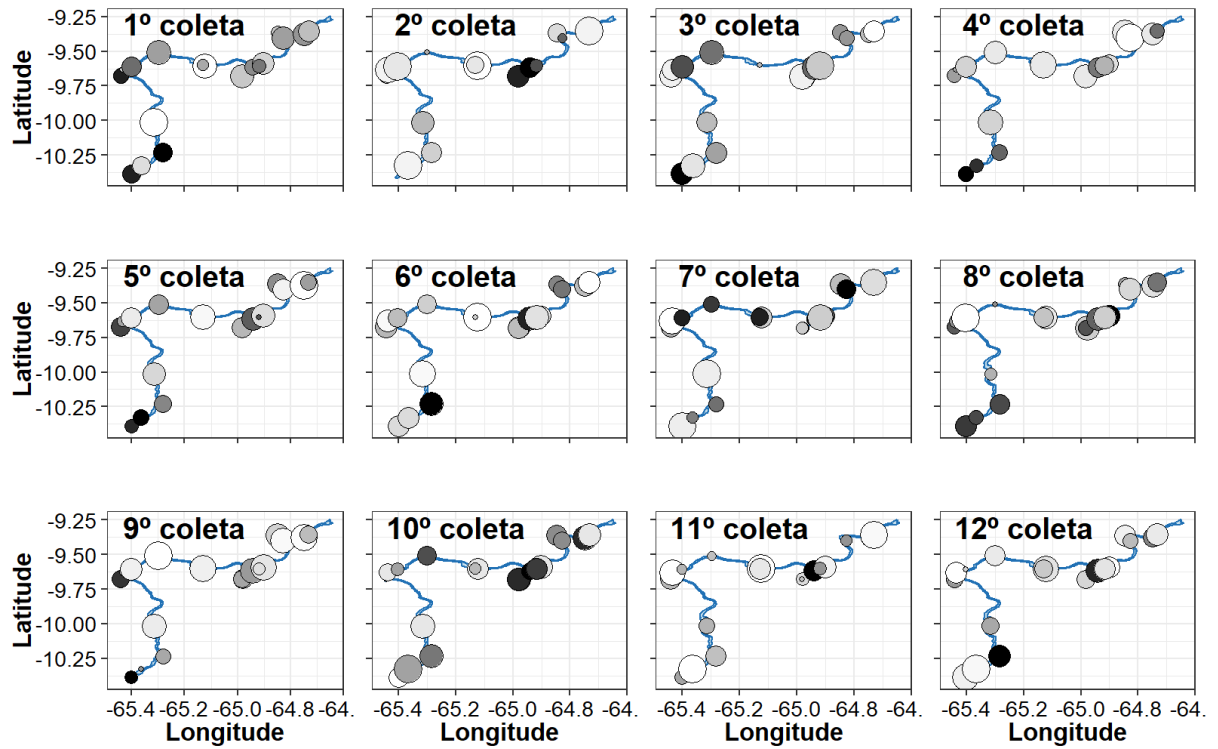
APÊNDICE E – Análises de regressão

Tabela S5 Resultado das regressões entre a diversidade beta temporal e a heterogeneidade ambiental em cada local ao longo do tempo. * <0.05 .

| Local | Coefficientes | Estimativa | Erro padrão | Valor-z | Valor-p |
|------------|---------------------------|------------|-------------|---------|-------------------|
| T1 | Intercepto | 2.58046 | 0.30346 | 8.504 | <2E-16 |
| | Heterogeneidade ambiental | -0.0675 | 0.05072 | -1.331 | 0.183 |
| M1 | Intercepto | 2.45017 | 0.41587 | 5.892 | 3.82E-09 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.04905 | 0.07561 | 0.649 | 0.517 |
| T2 | Intercepto | 1.9262 | 0.4178 | 4.611 | 4.01E-06 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.1067 | 0.1263 | 0.845 | 0.398 |
| T3 | Intercepto | 4.04227 | 0.18996 | 21.279 | <2E-16 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.00914 | 0.04507 | 0.203 | 0.839 |
| T4 | Intercepto | 1.12348 | 0.4574 | 2.456 | 0.014 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.18774 | 0.08557 | 2.194 | 0.0282 * |
| M2 | Intercepto | 1.78467 | 0.39159 | 4.558 | 5.18E-06 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.02915 | 0.08068 | 0.361 | 0.718 |
| T5 | Intercepto | 2.0493 | 0.523 | 3.919 | 8.91E-05 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.1094 | 0.1458 | 0.75 | 0.453 |
| T6 | Intercepto | 3.30632 | 0.49623 | 6.663 | 2.68E-11 |
| | Heterogeneidade ambiental | -0.08276 | 0.11874 | -0.697 | 0.486 |
| M3 | Intercepto | 3.04251 | 0.5371 | 5.665 | 1.47E-08 |
| | Heterogeneidade ambiental | -0.07307 | 0.08597 | -0.85 | 0.395 |
| T7 | Intercepto | 1.56452 | 0.47901 | 3.266 | 0.00109 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.15535 | 0.09772 | 1.59 | 0.11188 |
| T8 | Intercepto | 2.65879 | 0.53938 | 4.929 | 8.25E-07 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.01515 | 0.14461 | 0.105 | 0.917 |
| T9 | Intercepto | 3.58997 | 0.45206 | 7.941 | 2.00E-15 |
| | Heterogeneidade ambiental | -0.08181 | 0.12437 | -0.658 | 0.511 |
| T10 | Intercepto | 2.57688 | 0.30524 | 8.442 | <2e-16 |
| | Heterogeneidade ambiental | -0.06166 | 0.06476 | -0.952 | 0.341 |
| T11 | Intercepto | 2.2136 | 0.4685 | 4.725 | 2.30E-06 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.0168 | 0.1029 | 0.163 | 0.87 |
| M4 | Intercepto | 2.22989 | 0.39694 | 5.618 | 1.94E-08 |
| | Heterogeneidade ambiental | -0.01928 | 0.10288 | -0.187 | 0.851 |
| T12 | Intercepto | 2.55311 | 0.39339 | 6.49 | 8.58E-11 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.01037 | 0.08246 | 0.126 | 0.9 |
| T13 | Intercepto | 1.635 | 0.3664 | 4.463 | 8.08E-06 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.3224 | 0.092 | 3.505 | 0.000457 * |
| T14 | Intercepto | 2.28725 | 0.31428 | 7.278 | 3.39E-13 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.09176 | 0.06451 | 1.422 | 0.155 |
| M5 | Intercepto | 1.73379 | 0.30341 | 5.714 | 1.10E-08 |
| | Heterogeneidade ambiental | 0.13391 | 0.07166 | 1.869 | 0.0617 |

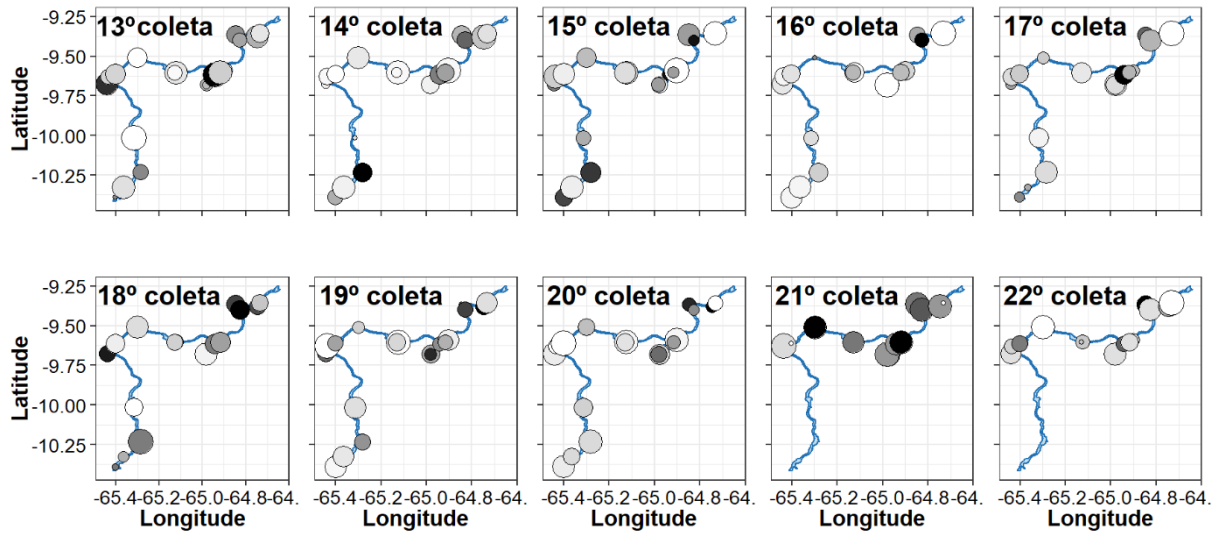
APÊNDICE F – Gráficos de contribuição local a diversidade beta e riqueza (antes do barramento)

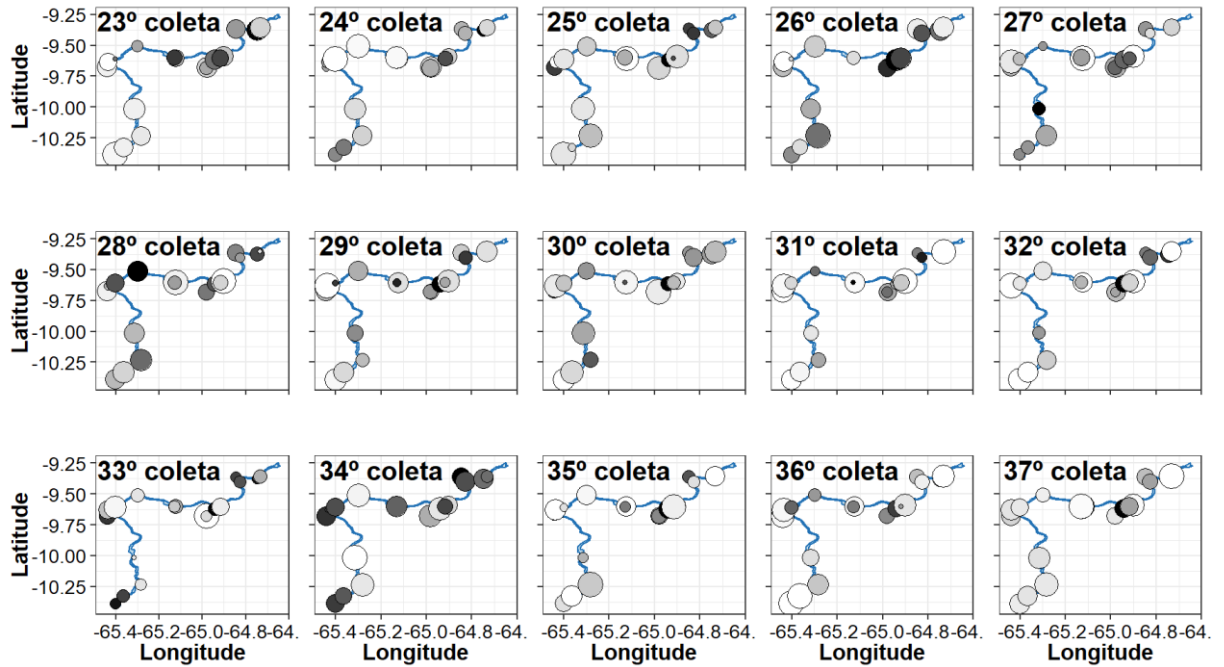
Fig. S6 Mapa do local de estudo com os valores de LCBD (tamanho) e riqueza (cor) após o barramento.



APÊNDICE G – Gráficos de contribuição local a diversidade beta e riqueza no período de enchimento do reservatório.

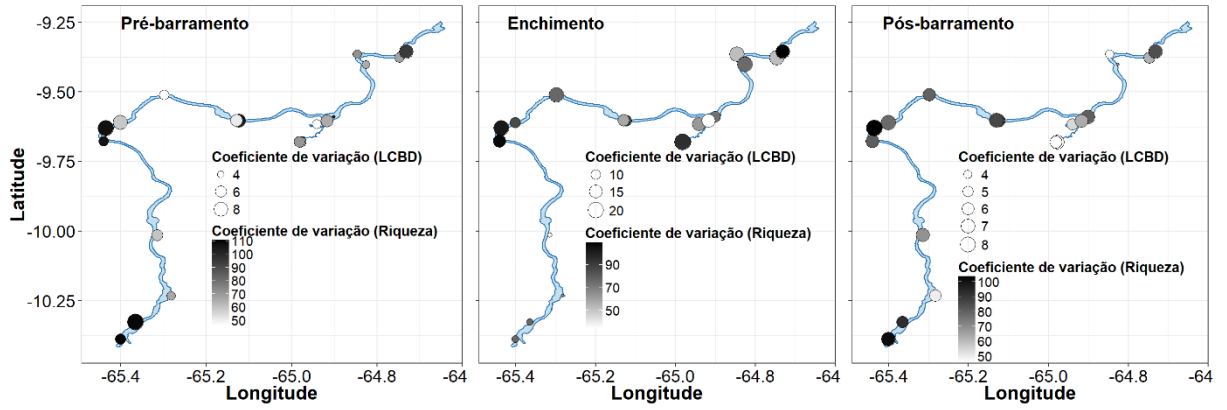
Fig. S7 Mapa do local de estudo com os valores de LCBD (tamanho) e riqueza (cor) durante a fase de enchimento do reservatório.



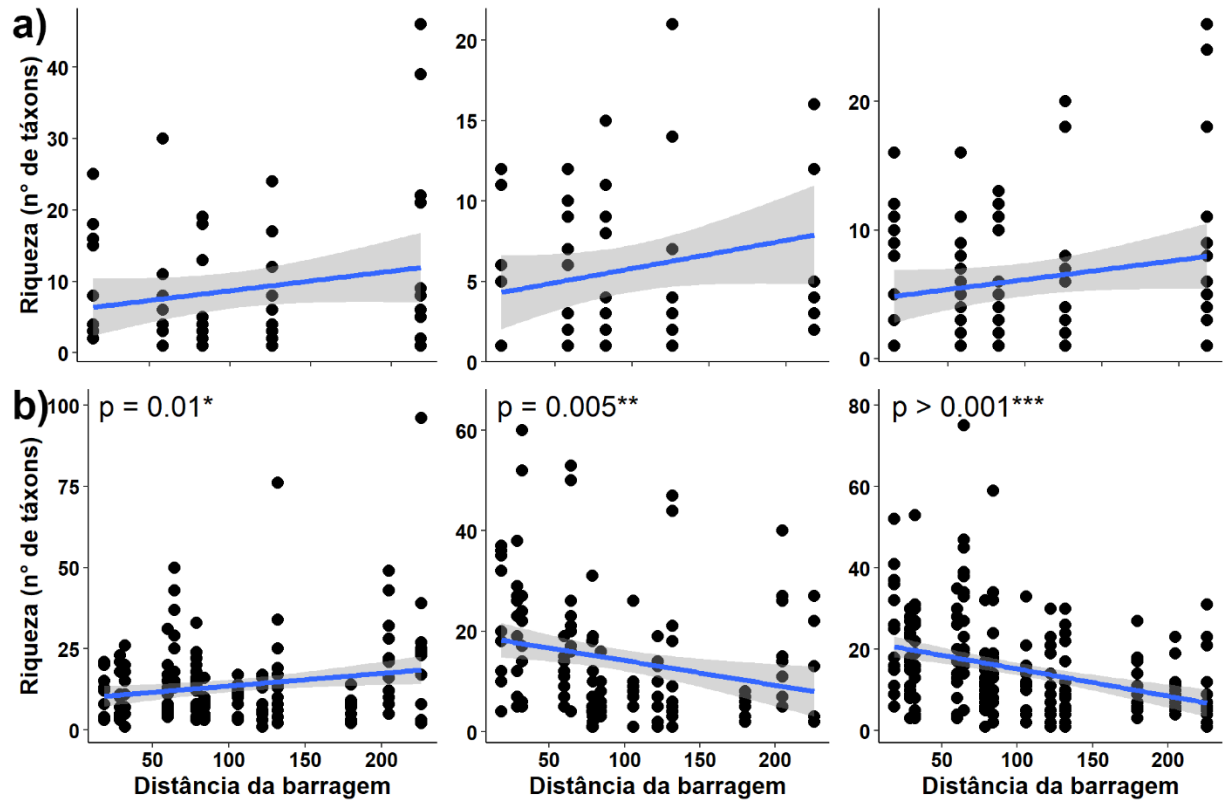
APÊNDICE H – Gráficos de contribuição local a diversidade beta e riqueza após o barramento**Fig. S8** Mapa do local de estudo com os valores de LCBD (tamanho) e riqueza (cor) após o barramento.

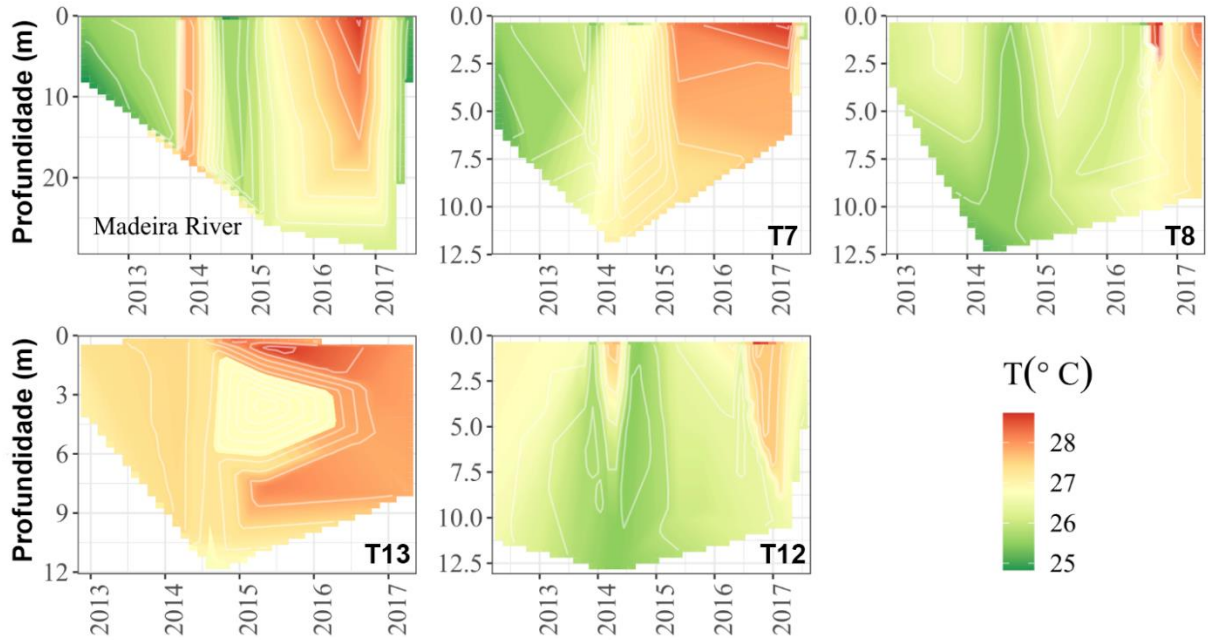
APÊNDICE I – Gráficos de contribuição local a diversidade beta e coeficiente de variação

Fig. S9 Variação espacial e temporal dos valores de coeficiente de variação do LCBD (tamanho do círculo) e o coeficiente de variação da riqueza (cor do círculo) em cada fase do reservatório.



APÊNDICE J – Gráficos de regressão (riqueza x distância da barragem)

Fig. S10 Riqueza de espécies em função da distância da barragem (Quilômetros) no canal principal (a) e tributários (b), durante as fases do barramento.

APÊNDICE K – Gráficos de perfil térmico**Fig. S11** Perfil térmico em um local do canal principal (Rio Madeira) e alguns de seus tributários entre outubro de 2009 e julho de 2017.

APÊNDICE L – Coordenadas dos locais estudados

Tabela S12 Tabela dos locais de estudo com suas respectivas coordenadas (latitude e longitude).

| Tributários | | | |
|--------------------|-----------------------|-----------------|------------------|
| Código | Local | Latitude | Longitude |
| T1 | rio Mamoré | -10.38838889 | -65.40105556 |
| T2 | igarapé Ribeirão | -10.23283333 | -65.28258333 |
| T3 | igarapé Araras | -10.01422222 | -65.31486111 |
| T4 | rio Abunã | -9.677305556 | -65.44102778 |
| T5 | igarapé Simãozinho | -9.610083333 | -65.40133333 |
| T6 | igarapé São Simão | -9.509972222 | -65.29844444 |
| T7 | igarapé Castanho | -9.602972222 | -65.12961111 |
| T8 | rio Mutum-Paraná | -9.679361111 | -64.97833333 |
| T9 | rio Cotia | -9.67975 | -64.98166667 |
| T10 | área alagada do Mutum | -9.616916667 | -64.94038889 |
| T11 | foz Mutum | -9.604527778 | -64.91755556 |
| T12 | igarapé São Lourenço | -9.364083333 | -64.84680556 |
| T13 | igarapé Caiçara | -9.401166667 | -64.82647222 |
| T14 | igarapé Jirau | -9.376638889 | -64.74722222 |
| Madeira | | | |
| M1 | rio Madeira | -10.32730556 | -65.36508333 |
| M2 | rio Madeira | -9.630861111 | -65.43602778 |
| M3 | rio Madeira | -9.603111111 | -65.12336111 |
| M4 | rio Madeira | -9.590416667 | -64.90119444 |
| M5 | rio Madeira | -9.354722222 | -64.73197222 |