

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

DA CIENCIOMETRIA AO CAMPO: FATORES QUE ESTRUTURAM AS COMUNIDADES DE PEIXES EM RIACHOS

Luciano Benedito de Lima

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor(a) em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Dilermando Pereira Lima Junior
Coorientador: Dr. Paulo De Marco Júnior

Nova Xavantina-MT
Agosto, 2019

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**DA CIENCIOMETRIA AO CAMPO: FATORES QUE
ESTRUTURAM AS COMUNIDADES DE PEIXES EM
RIACHOS**

Luciano Benedito de Lima

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor(a) em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Dilermando Pereira Lima Junior
Coorientador: Dr. Paulo De Marco Júnior

Nova Xavantina-MT
Agosto, 2019



“Nem só de água vivem os peixes”... riacho fotografado em, Nova Xavantina, Mato Grosso.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação na (CIP)

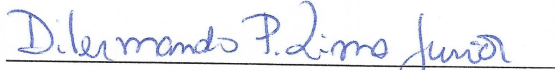
L732d	LIMA, Luciano Benedito de. Da Cienciometria ao Campo: Fatores que Estruturam as Comunidades de Peixes em Riachos / Luciano Benedito de Lima – Nova Xavantina, 2019. 99 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Doutorado) Ecologia e Conservação, Faculdade de Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de Nova Xavantina, Universidade do Estado do Mato Grosso, 2019. Orientador: Prof. Dr. Dilermando Pereira Lima Junior. Coorientador: Prof. Dr. Paulo de Marco Júnior. 1. Peixes-Riachos. 2. Lacuna de Conhecimento. 3. Ecologia de Peixes. 4. Diversidade Beta. 5. Uso do solo. I. Luciano Benedito de Lima. II. Da Cienciometria ao Campo: Fatores que Estruturam as Comunidades de Peixes em Riachos. CDU 574:639. 219
-------	---

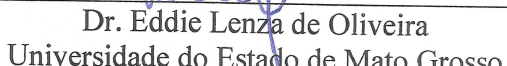
DA CIENCIOMETRIA AO CAMPO: FATORES QUE ESTRUTURAM AS COMUNIDADES DE PEIXES EM RIACHO

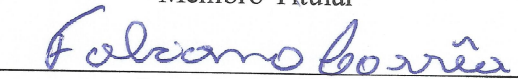
LUCIANO BENEDITO DE LIMA

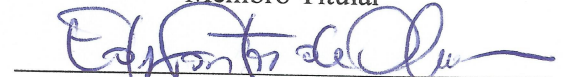
TESE APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
DA UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO
DO TÍTULO DE “DOUTOR”.

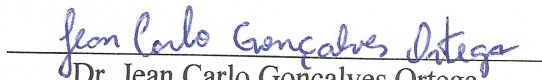
APROVADA EM 30 DE AGOSTO DE 2019, PELA BANCA EXAMINADORA:

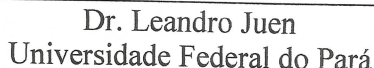

Dr. Dilermando Pereira Lima Junior
Universidade Federal de Mato Grosso
Orientador

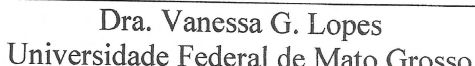

Dr. Eddie Lenza de Oliveira
Universidade do Estado de Mato Grosso
Membro Titular

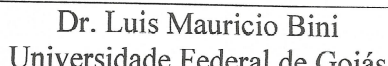

Dr. Fabiano Corrêa
Universidade do Estado de Mato Grosso
Membro Titular


Dr. Edson Fontes de Oliveira
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Membro Titular


Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega
Universidade Federal de Goiás
Membro Titular


Dr. Leandro Juen
Universidade Federal do Pará
Membro Suplente


Dra. Vanessa G. Lopes
Universidade Federal de Mato Grosso
Membro Suplente


Dr. Luis Mauricio Bini
Universidade Federal de Goiás
Membro Suplente

*Aos meus pais, Adão Benedito e
Maria Aparecida, dedico.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de Mato Grosso (FAPEMAT) pela concessão da Bolsa de estudo, pois sem esse auxílio seria impossível o desenvolvimento desse trabalho.

À Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) e ao Programa de Ecologia e Conservação, pela oportunidade concedida em cursar o doutorado e aos professores do PPG Ecologia e Conservação pelos ensinamentos e contribuição nessa minha jornada em busca de conhecimento.

À minha família, avós, tios, tias, irmãs, sobrinhos e cunhados. Em especial aos meus pais Adão Benedito e Maria Aparecida, que são meus maiores exemplos, pelo amor, carinho, compressão, incentivo, por nunca ter duvidado dos meus sonhos e sempre apoiaram minhas decisões, mesmo distantes contribuíram para que eu chegasse até aqui... À eles ainda agradeço por desde cedo ter me ensinado que a humildade, o respeito, a perseverança e o estudo são as melhores maneira de lutar contra o sistema quando você nasce pobre.

Ao meu orientador e amigo professor Dr. Dilermando Pereira Lima Junior, pela dedicação na orientação, paciência, discussões, seus ensinamentos e pelos incentivos. Também sou grato a meu coorientador Dr. Paulo De Marco Júnior pelos seus ensinamentos, por ser uma pessoa que acredita na inclusão das pessoas, mesmo sendo o atleticano mais fanático que conheço (Galoooooh) aceitou orientar mais um cruzeirense rssr.

Sou eternamente grato a minha primeira orientadora, a pesquisadora Dra. Jane Dilvana Lima, pelo incentivo, ensinamentos e amizade. Aqui também não posso deixar de agradecer outros professores como o Dr. Fabrício Teresa, Dra. Luciana Ondeí, Msc. Sérgio José, Msc. Haroldo Santos que me inspiraram a seguir uma carreira acadêmica.

Aos membros da banca pela disponibilidade em avaliar e valiosas sugestões que contribuíram para a melhoria do trabalho.

Ao grande amigo Fagner Junior o qual pude dividir casa durante boa parte da minha vida acadêmica até aqui, durante esse tempo aprendi a admirar e gostar como se fosse meu irmão... Agradeço pelos momentos de discussão sobre os mais variados temas, práticas esportivas, piadas difíceis de serem suportadas, ajudas estatísticas, por ser amigo para todas as horas.

Sou grato a Leila Meyer que mesmo sem me conhecer me recebeu e aceitou dividir casa comigo em meu primeiro ano de estadia em Goiânia. Ainda agradeço por ter me apresentados e proporcionada conhecer pessoas maravilhosas que foram os meus vizinhos durante o tempo

que morei na capital da terra do PEQUI (Geiziane, Bruno, Margarita, Herlander, Diego, Maria, Fernando, Renato, Ane, Cris e Mário), aos donos do imóvel onde residi (seu João e dona Edma).

Aos colegas e amigos das turmas de mestrado e doutorado em Nova Xavantina, pela aprendizagem, convivência durante as disciplinas, momentos de descontração pós disciplinas nas pizzarias, lanchonetes e os banhos no rio “Rio das Mortes” embora o nome não seja chamativo garanto que é rio mais lindo do mundo. Em especial, os meus amigos da “República Proeza” (Aninha, Angélica, Daielle e Sanderson) pela disponibilidade em me receber na casa de vocês durante as coletas de campos e as vezes que precisei de ir a Nova Xavantina cursar disciplinas.

Aos meus amigos do tempo de graduação, Fernanda Villela, Hugo e Mona Tatielle pelo apoio e incentivo tenho por vocês tenho uma enorme admiração. Também sou grato aos meus amigos do tempo de mestrado, Aline, Ana Paula, Carol, José Carlos, Firmino, Jéssica, Leonardo, Stefanny e Thiago pelos incentivos e apoio.

À Universidade Federal de Goiás, ao Laboratório de Teoria, Metacomunidades e Ecologia de Paisagens (*TheMetaLand*) por ter me recebido durante o desenvolvimento de parte desse trabalho. Aos amigos e colegas do laboratório “*TheMetaLand*” pelo acolhimento, discussões sobre os mais diversos temas convivência durante esse período de grande aprendizado do qual não aprendi somente sobre ciências, mas aprendizados importantes para a minha formação como profissional e como ser humano. Agradeço imensamente aos professores Paulo De Marco Júnior, Rogério Bastos, Flávia Lima e Arthur Bispo pelo acolhimento e pelos seus ensinamentos, estar por perto de profissionais desse gabarito é a certeza de um aprendizado novo todos os dias.

Aos amigos futebolistas da “Ecoevol – UFG” pelos momentos agradáveis compartilhados durante o futebol das quintas feiras, que contribuíram para manter minha saúde física e mental ao longo dessa árdua caminhada.

À Universidade Federal de Mato Grosso, ao laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos do Cerrado (LECEA) por ter me acolhido durante o desenvolvimento desse trabalho. Aos colegas e amigos do “*LECEA*” aqui citarei nomes, não por ordem de importância, mas pelo tempo de chegada ao “*LECEA*”, Rosângela, Fagner, Keila, Fernando, Sueide, Vanessa e Danira e Renira, pelos momentos de aprendizagem, descontração, ajudas nas coletas de campo. Falar em pessoas que compõe a equipe “*LECEA*” não posso esquecer da doutoranda Cleide Carnicer, sua chegada é o início de um novo capítulo em minha vida... embora temos pouco tempo trilhando os mesmos caminhos, nesse tempo você tem sido uma agradável companhia, mais do que um dia sonhei em ter. Obrigado por ser quem você é, por

ser essa companheira, incentivadora, revisora e amiga, muito obrigado por ser essa pessoa tão especial.

Aos professores Vanessa, Sérgio Marcelino e os colegas dos laboratórios LACROM e LaHRA respectivamente.

À minha amiga Rosy Cristina a bibliotecária mais legal que se pode ter, por sempre socorrer-me quando necessito de uma ficha catalográfica rsrsr e pela disponibilidade em elaborar a ficha catalográfica desta tese.

Aos funcionários das instituições por onde eu passei durante o desenvolvimento deste trabalho, desde os professores até aos porteiros. Não posso esquecer de agradecer o pessoal da limpeza, pois estes economizam o nosso preciso tempo que deveria ser alocado para a limpeza do nosso local de trabalho.

Enfim a todos que colaboraram de forma direta ou indiretamente para a realização deste trabalho meu muito obrigado!

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL	4
CAPÍTULO 1 – TENDÊNCIAS E LACUNAS NOS ESTUDOS SOBRE PEIXES DE RIACHOS NO BRASIL	8
1. INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAL E MÉTODOS	13
2.1. Pesquisa bibliográfica.....	13
2.2. Coleta de dados.....	14
2.3. Análise de dados	15
3. RESULTADOS	16
4. DISCUSSÃO	25
4.1. Perspectivas históricas.....	25
4.2. Viés na extensão da área de estudo	26
4.3. Distribuição dos artigos em relação às revistas.....	27
4.4. Viés regional	28
4.5. Lacunas conhecimento: Bioma e bacias hidrográficas.....	28
4.6. Lacunas de conhecimento: campos de pesquisas	29
4.7. Viés preenchimento de lacunas.....	30
4.8. Direções futuras	30
5. CONCLUSÃO.....	32
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	32
7. APÊNDICES	41
CAPÍTULO 2 – VARIÁVEIS AMBIENTAIS LOCAIS SÃO MELHORES PREDITORES DOS PADRÕES DE DIVERSIDADE BETA EM COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS DO CERRADO.....	45
1. INTRODUÇÃO	47
2. MATERIAL E MÉTODOS	50
2.1. Área de estudo.....	50
2.2. Coleta de dados.....	52
2.2.1. Variáveis regionais	52
2.2.2. Variáveis ambientais locais.....	53
2.2.3. Variáveis espaciais.....	54
2.2.4. Amostragem da ictiofauna.....	54
2.3. Análise de dados	55
2.3.1. Diversidade beta taxonômica	55
2.3.2. Análise estatísticas	56
3. RESULTADOS	57
3.1. Comunidade de peixes.....	57
3.2. Padrões da diversidade beta.....	58
4. DISCUSSÃO	61
4.1. Os mecanismos de variação do componente substituição de espécies	64

4.2. Os mecanismos de variação do componente aninhamento	64
4.3. Contribuição dos componentes aninhamento e substituição de espécies para a diversidade beta total	65
4.4. Importância das condições de conservação das microbacias para a diversidade beta	66
5. CONCLUSÃO.....	66
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	67
7. APÊNDICES	81

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1. PRISMA fluxograma mostrando os passos utilizados para a seleção dos estudos sobre peixes de riachos do Brasil, adaptado de Moher et al. (2009).....	14
Figura 2. Tendência temporal em artigos sobre peixes de riachos no Brasil entre 1982 e 2017. (a) Relação entre o número de artigos publicados e o ano de publicação; (b) regressão quantílica para a relação entre o número de riachos amostrados por estudos e (c) aumento da extensão da área de estudo dos artigos e o ano de publicação. Nas figuras b-c a linha pontilhada representa o modelo de regressão linear (OLS), enquanto as linhas coloridas, azul turquesa, preta, azul e amarelas representam regressões quantílicas à 0,25; 0,50; 0,75 e 0,95 percentil, respectivamente	17
Figura 3. Histograma mostrando a distribuição dos artigos em relação ao número de riachos estudados a) e a distribuição do número de artigos b) em relação a extensão da área de estudo dos artigos.....	18
Figura 4. Padrão de distribuição da produção científica brasileira sobre peixes de riachos entre 1982 e 2017: a) distribuição espacial dos locais amostrados de acordo com os biomas e no gráfico ao lado a contribuição de cada região para a literatura científica sobre peixes de riachos, b) distribuição temporal dos artigos de acordo com as bacias hidrográficas e c) distribuição temporal dos artigos por bioma.	20
Figura 5. Revistas com maior número de artigos publicados sobre peixes de riachos no Brasil entre 1982 e 2017.....	21
Figura 6. Padrão na distribuição dos artigos com peixes de riachos entre 1982 a 2017, de acordo com a) tendência temporal no número de autores por estudo e b) número de citações	22
Figura 7. Os trinta objetivos mais frequentes em estudos com peixes de riachos no Brasil entre 1982 – 2017	24
Figura 8. Tendência temporal no preenchimento de lacunas em estudos de peixes de riachos no Brasil entre 1982-2017	25
Figura S1. Tendência temporal na diversidade (H') de categorias de objetivos presentes em artigos sobre de peixes de riachos entre 1982 a 2017	42

Figura S2. Padrão de distribuição das áreas de estudos em relação número de objetivos e o número de artigos publicados 43

Figura S3. Dendrograma construído pelo método do vizinho mais distante (Completo) mostrando a relação entre as áreas de estudos presente nos artigos sobre peixes de riachos entre 1982 a 2017 44

CAPÍTULO 2

Figura 1. Localização das microbacias estudadas em duas sub-bacias alto Rio Araguaia ($n = 30$) e médio Rio das Mortes ($n = 29$), na zona de transição Cerrado-Amazônia. Em segundo plano é mostrado as principais atividades de uso do solo presente nas microbacias referente ao ano de 2017 (www.mapbiomas.org/pages/downloads; MapBiomas, 2018). Construímos a figura da área de estudo utilizando o QGIS 3.4 (QGIS Development Team, 2018) 51

Figura 2. Esquema mostrando as três diferentes escalas utilizadas nas análises de uso da paisagem. “Escala regional” compreende o uso do solo dentro da microbacia e dentro de um buffer de 60 m para ambas as margens ao longo da rede de drenagem acima do ponto amostral; “escala local” corresponde as variáveis ambientais coletada no trecho onde os peixes foram coletados 52

Figura 3. Diagramas de Venn mostrando a influência do conjunto de variáveis preditoras (*i.e.*, variáveis ambientais locais, variáveis regionais e do espaço) sobre os componentes da diversidade beta em comunidades de peixes de riachos nos diferentes modelos. Em negrito os valores para o conjunto de variáveis que explica a variação nos componentes da diversidade beta e em asterisco o nível de significância ($*P < 0,05$; $**P < 0,005$; $***P < 0,001$). Os resultados indicados por 0,000 corresponde as frações negativas, nesse caso o valor foi truncado em zero, pois as variáveis explanatórias explicam menor variação do que as variáveis normais aleatórias (Legendre 2008). Abreviações: Local = variáveis ambientais locais; Regional = variáveis da escala da microbacia; Espacial = variáveis espaciais (dbMEMs); β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento 59

Figura 4. Contribuição relativa de cada componente para a diversidade beta total em comunidades de peixes de riachos nos diferentes modelos. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento 60

Figura S1. Esforço amostral baseada na série de diversidade de Hill para as bacias do alto Rio Araguaia e médio Rio das Mortes 81

Figura S2. Esforço amostral baseada na série de diversidade de Hill para ambos os métodos de coletas pesca elétrica e rede de arrasto manual	82
Figura S3. Matriz de correlação dos conjuntos de variáveis ambientais locais e variáveis regionais para cada modelo	83
Figura S4. Fluxograma mostrando todas as etapas utilizadas nas análises de diversidade beta em comunidades de peixes de riachos em duas sub-bacias do sistema Tocantins – Araguaia	84

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Os dez artigos mais citados sobre peixes de riachos do Brasil entre 1982-2017, acessado em 17 de janeiro de 2018..... 23

Tabela S1. Descrição de como classificamos os estudos de acordo com o campo de pesquisa 41

CAPÍTULO 2

Tabela S1. Lista com as localizações geográficas dos 59 riachos amostrados em duas sub-bacias do sistema Tocantins – Araguaia 85

Tabela S2. Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo das variáveis ambientais antes da padronização abordando múltiplas escalas para 59 riachos do Cerrado presente nas duas sub-bacias separadas e combinadas do sistema Tocantins – Araguaia 87

Tabela S3. Lista de presença e ausências, comprimento padrão médio (CP), comprimento total médio (CT) e peso médio das espécies coletadas em 59 riachos em duas sub-bacias do sistema Tocantins – Araguaia 89

Tabela S4. Conjunto de variáveis selecionadas em nosso modelo global final baseado em Análise de redundância baseada em distância (*db-RDA*) juntamente com os valores cumulativos de R^2 ajustado após uma seleção progressiva com critério duplo de parada. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*), β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados em distância 94

Tabela S5. Conjunto de variáveis selecionadas para a sub-bacia do alto Rio Araguaia em nosso modelo final baseado em Análise de redundância baseada em distância (*db-RDA*) juntamente com os valores de R^2 ajustado após uma seleção progressiva com critério duplo de parada. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados na distância 95

Tabela S6. Conjunto de variáveis selecionadas para a sub-bacia do médio Rio das Mortes em nosso modelo final baseado em Análise de redundância baseada em distância (*db-RDA*) juntamente com os valores de cumulativos de R^2 ajustado após uma seleção progressiva com critério duplo de parada. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados na distância..... 96

Tabela S7. Modelo global da partição da variância mostrando a influência do conjunto de variáveis preditoras (*i.e.*, variáveis ambientais locais, variáveis regionais e do espaço) sobre os componentes da diversidade β em comunidade de peixes de riachos em duas sub-bacias do sistema Tocantins-Araguaia. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados na distância..... 97

Tabela S8. Partição da variância mostrando a influência do conjunto de variáveis preditoras (*i.e.*, variáveis ambientais locais, variáveis regionais e do espaço) sobre os componentes da diversidade beta em comunidade de peixes de riachos na sub-bacia do alto Rio Araguaia. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados na distância 98

Tabela S9. Partição da variância mostrando a influência do conjunto de variáveis preditoras (*i.e.*, variáveis ambientais locais, variáveis regionais e do espaço) sobre os componentes da diversidade beta em comunidade de peixes de riachos na sub-bacia médio Rio das Mortes. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados na distância 99

RESUMO

A presente tese é estruturada em dois capítulos e tem como foco a síntese de informação e ecologia observacional de peixes de riachos, especialmente riachos do Bioma Cerrado. No primeiro capítulo, buscamos identificar as lacunas de conhecimento em estudos com peixes de riachos do Brasil. Para esse capítulo realizamos uma busca de artigos na literatura científica sobre peixes de riachos publicados até 2017, para cada estudo foram coletadas informações que descrevem tendências ou lacunas. No segundo capítulo testamos a relação entre diferentes conjuntos de variáveis (*i.e.*, ambientais locais, regionais e do espaço) sobre os padrões de diversidade beta em peixes de riachos do Cerrado. Para isso, amostramos 59 trechos de riachos, localizados em duas sub-bacias, alto Rio Araguaia ($n = 30$) e médio Rio das Mortes ($n = 29$) ambas pertencentes ao sistema Tocantins - Araguaia. No *capítulo 01* as buscas na literatura científica resultaram em 1647 artigos publicados entre 1982 a 2017, destes 566 foram elegíveis para análise com base em critérios metodológicos estabelecidos. Evidenciamos aumento (tendência temporal) no número de artigos publicado, na extensão da área de estudos, no número de riachos estudados e no número de autores por estudo. Os artigos estão distribuídos de forma assimétrica em relação às regiões, as bacias hidrográficas, os biomas, ao preenchimento de lacunas de conhecimento e os campos de pesquisa. Há ainda lacunas de informações em relação a área de extensão dos estudos, o viés de publicação, biomas e bacias hidrográficas. No *Capítulo 02* avaliamos a influência das variáveis ambientais locais e regionais e do espaço sobre os padrões de diversidade beta em comunidades de peixes de riachos do Cerrado. Mostramos que os padrões de variação nos componentes da diversidade beta são principalmente explicados pelas variáveis ambientais locais. As variáveis regionais e espaciais foram complementares e explicaram uma pequena fração da variação da diversidade beta. O conjunto de variáveis ambientais foi o fator predominante para explicar os padrões de variações na diversidade das comunidades de peixes de riachos em ambientes savânicos.

Palavras-chave: biodiversidade, filtros ambientais, ictiofauna, lacuna de conhecimento, uso do solo.

ABSTRACT

This thesis is structured in two chapters with the synthesis of the information and ecology of stream fishes, especially streams of Cerrado biome. In the first chapter, we assessed the gaps of knowledge about streams fishes of the Brazil. For this, we realized a search in the scientific literature and articles on stream fishes published up to 2017, for each study we collected information that describe trends or gaps in knowledge. In the second chapter, we assessed and tested the theoretical relationships of beta diversity with the ecology of stream fishes from the Cerrado. For this, we sampled 59 stretches of streams in upper Araguaia River ($n = 30$) and middle Rio das Mortes ($n = 29$), and we evaluated the influence of different sets of variables (*i.e.*, local, regional environmental variables and spatial variables) on beta diversity components in fish communities. For *chapter 01* we found 1647 articles, and 566 were eligible for analysed. There was an increase (temporal trend) in the number of articles published, in the size of the study area, in the number of streams studied and in the number of authors per study. The articles were distributed asymmetrically in relation to regions, river basins, biomes, filling of gaps and the fields of research. There are still gaps in information regarding the study area extent, publication bias, biomes and river basins. For *chapter 02* we found that local environmental variables were the main drivers of the variations in the beta diversity components. While regional and spatial variables were complementary to the explication of beta diversity variation. We supposed that local environmental process is the main force to organize the communities of stream fishes in savanna environments.

Keywords: biodiversity, environmental filters, ichthyofauna, knowledge shortfall, land use.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O prelúdio para o real avanço na ciência acontece quando reconhecemos a nossa ignorância (ignorância aqui refere-se aquilo que ainda não conhecemos) e para que aconteça os avanços, o desconhecido deve ser investigado (FIRESTEIN, 2012). Nesse sentido, a ausência de informações sobre a biodiversidade é um fator limitante para a produção de conhecimento, avanços em estudos de ecologia e conservação de espécies (HORTAL et al., 2015). Essa lacuna de informações é maior nas regiões tropicais, onde estão os ecossistemas com a maior diversidade biológica e que estão ameaçadas por diversas atividades antrópicas (GIBSON et al., 2011; LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014; SALA et al., 2000). Por sua vez, isso cria um difícil paradoxo: há falta de conhecimento justamente onde ele é mais necessário. Particularmente, no que tange aos ecossistemas aquáticos de água doce, a sua efetiva conservação é limitada pela falta de informações básicas sobre os mecanismos naturais que estruturam as comunidades, bem como quais são as interferências antrópicas e seus efeitos sobre as comunidades presentes (BARLETTA et al., 2010; DUDGEON et al., 2006; REID et al., 2019; VÖRÖSMARTY et al., 2010).

A região Neotropical se destaca como aquela que apresenta a maior biodiversidade de peixes do mundo, com mais 5100 espécies catalogadas (REIS et al., 2016), dessas aproximadamente a metade ocorrem em riachos (CASTRO, 1999). Essa elevada diversidade de espécies de peixes de riachos tropicais é resultado de processos biogeográficos, evolutivos e ecológicos (WINEMILLER; AGOSTINHO; CARAMASCHI, 2008). A heterogeneidade ambiental é conhecida como um dos principais fatores que aumenta e governa os padrões de diversidades e estrutura das comunidades nos ecossistemas aquáticos (HEINO et al., 2007; MYKRÄ; HEINO; MUOTKA, 2007; PELÁEZ; PAVANELLI, 2019). Desse modo, em grande e média escala geográfica, as características particulares da paisagem, do relevo e da vegetação marginal definem as peculiaridades de cada riacho (ALLAN; CASTILLO, 2007; FRISSELL et al., 1986). Essas características em macroescala, em conjunto com características locais, (*e.g.*, a hidrologia, a geomorfologia, o oxigênio dissolvido, a condutividade e a turbidez) controlam as dinâmicas populacionais, as interações entre as espécies e consequentemente influenciam toda a comunidade (JACKSON; PERES-NETO; OLDEN, 2001).

A substituição de espécies na malha hídrica dentro de uma bacia é em grande parte explicada por variáveis ambientais (*i.e.*, processos ambientais) (COTTENIE, 2005; SOININEN et al., 2014; TONKIN et al., 2016). Porém, os processos espaciais (*i.e.*, dispersão entre locais) também são importantes para explicar a variação na estrutura das comunidades em riachos

(ALTERMATT, 2013; HEINO et al., 2015; SOININEN et al., 2016; TONKIN et al., 2018). A importância relativa de ambiente e do espaço sobre a organização das comunidades de peixes depende da variação das condições ambientais entre os locais (heterogeneidade ambiental), da extensão da malha hidrográfica e das habilidades dos indivíduos que compõem as comunidades movimentar entre os locais (dispersão) (COTTENIE, 2005; GRÖNROOS et al., 2013; JACKSON; PERES-NETO; OLDEN, 2001).

Os riachos são ecossistemas com alta heterogeneidade geomorfológica (ALLAN; CASTILLO, 2007), com uma configuração estruturada em redes dendríticas, fazendo com que suas características abióticas e bióticas sejam influenciadas pelas atividades na paisagem do seu entorno bem como dentro da bacia hidrográfica (BENDA et al., 2004; FRISSELL et al., 1986; TONKIN et al., 2018). Esses pequenos corpos de água lóticos interagem com a vegetação adjacente e são sensíveis às mudanças das paisagens em seu entorno (MACEDO et al., 2013; PUSEY; ARTHINGTON, 2003; URIARTE et al., 2011). Os peixes são componentes funcionalmente importantes desses sistemas (HOLMLUND; HAMMER, 1999; POFF; ALLAN, 1995; SCHLOSSER, 1982), pois geralmente apresentam alto grau de endemismo e estão entre os grupos de organismos aquáticos mais ameaçados pelas atividades antrópicas (CASTRO, 1999; NOGUEIRA et al., 2010). As principais ameaças aos peixes de riachos são: a modificação do habitat, a construção de reservatórios, a remoção da vegetação ripária, o assoreamento e a homogeneização de habitats (AZEVEDO-SANTOS et al., 2019; LATRUBESSE et al., 2019; TERESA; CASATTI, 2012).

As mudanças no uso do solo podem afetar a estrutura e composição das comunidades de peixes em diferentes escalas (ALLAN; ERICKSON; FAY, 1997). Estudos recentes têm mostrado que a remoção da vegetação nativa para atividades agrícolas – seja na escala da vegetação ripária (*i.e.*, faixa de vegetação imediatamente ao curso d'água) ou da microbacia (*i.e.*, área da superfície terrestre acima de um ponto de referência no riacho, onde toda água que cai nessa área deve ser escoada para esse ponto) afeta negativamente a diversidade taxonômica e funcional das comunidades de peixes (BOJSEN; BARRIGA, 2002; DALA-CORTE et al., 2016; LEAL et al., 2018; TERESA; CASATTI, 2012; WANG et al., 2003). Por exemplo, na escala da microbacia entrada de sedimentos está associada à redução da riqueza de espécies de peixes (ROTH; ALLAN; ERICKSON, 1996; SCHLOSSER, 1991; WANG et al., 1997, 2003). Ao mesmo tempo, na escala da vegetação ripária, a remoção da vegetação nativa está associada ao aumento da entrada de luz, da temperatura e a redução na entrada de material alóctone (*e.g.*, banco de folhivo, frutos, sementes e insetos terrestres), o que resulta na redução da riqueza taxonômica e da diversidade funcional das comunidades de peixes (CASATTI et al., 2015).

A remoção da vegetação ripária pode ainda aumentar a erosão dos barrancos, levando a homogeneização do substrato, a perda de micro-hábitats e a diminuição na riqueza de espécies e consequentemente perdas ou alterações de guildas tróficas (TERESA; CASATTI, 2012). Por exemplo, nos riachos os peixes piscívoros são encontrados preferencialmente nos poções, com o assoreamento dos poções se perde o habitat dessas espécies e os serviços a elas associados (controle “*top-down*”, SCHLOSSER, 1982a, 1991). Por outro lado, a remoção da vegetação riparia pode beneficiar positivamente algumas espécies generalistas (TERESA; CASATTI, 2012).

Desse modo, o conhecimento sobre a composição, o padrão de distribuição das espécies, a diversidade de estratégias de vida e suas necessidades ecológicas são fundamentais para a entender os padrões ecológicos e adotar medidas efetivas de conservação (HORTAL et al., 2015). Portanto, para ações efetivas conservação dos peixes de riachos é necessário informações detalhadas sobre esses ecossistemas e seus processos ecológicos (BARLETTA et al., 2010; DUDGEON et al., 2006). Por esses motivos, propomos nessa tese as seguintes tarefas: No **Capítulo 01** investigamos as lacunas de conhecimento na literatura científica sobre peixes de riachos do Brasil, utilizando uma série de indicadores que mostram tendências ou lacunas de conhecimento. Mostramos nesse capítulo que existe um aumento (tendência temporal) no número de artigos publicado, na extensão da área de estudos, no número de riachos estudados e no número de autores por estudo. Ainda mostramos a existência de lacunas e viés de publicação em relação às regiões, às bacias hidrográficas, aos biomas, ao preenchimento de lacunas (*sensu* HORTAL et al., 2015) e aos campos de pesquisa. No **Capítulo 02** avaliamos a influência de variáveis ambientais locais, regionais e do espaço sobre os padrões de diversidade beta em comunidades de peixes de riachos em ambientes savânicos. Mostramos que as variáveis ambientais locais foram predominantes em explicar os padrões de variação nos componentes da diversidade beta. Já variáveis regionais e variáveis espaciais foram complementares para explicar a variação nos componentes da diversidade beta.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL

- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology**. 2^a ed. Dordrecht: Springer Netherlands, 2007.
- ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 37, n. 1, p. 149–161, fev. 1997.
- ALTERMATT, F. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. **Aquatic Ecology**, v. 47, n. 3, p. 365–377, 14 set. 2013.
- AZEVEDO-SANTOS, V. M. et al. Protected areas: a focus on Brazilian freshwater biodiversity. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 3, p. 442–448, 1 mar. 2019.
- BARLETTA, M. et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of fish biology**, v. 76, n. 9, p. 2118–2176, jun. 2010.
- BENDA, L. et al. The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. **BioScience**, v. 54, n. 5, p. 413–427, maio 2004.
- BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 11, p. 2246–2260, nov. 2002.
- CASATTI, L. et al. More of the Same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. **Environmental Management**, v. 55, n. 6, p. 1300–1314, jun. 2015.
- CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro, Brasil: Oecologia Brasiliensis, 1999. v. 06p. 139–155.
- COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology Letters**, v. 8, n. 11, p. 1175–1182, nov. 2005.
- DALA-CORTE, R. B. et al. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 11, p. 1921–1934, nov. 2016.
- DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews**, v. 81, n. 2, p. 163–182, maio 2006.
- FIRESTEIN, S. **Ignorance: how it drives science**. New York: Oxford University Press, 2012.

- FRISSELL, C. A. et al. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. **Environmental Management**, v. 10, n. 2, p. 199–214, mar. 1986.
- GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378–381, 14 out. 2011.
- GRÖNROOS, M. et al. Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 13, p. 4473–4487, nov. 2013.
- HEINO, J. et al. Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? **Ecography**, v. 30, n. 2, p. 217–230, abr. 2007.
- HEINO, J. et al. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 5, p. 845–869, maio 2015.
- HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 253–268, maio 1999.
- HORTAL, J. et al. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, n. 1, p. 523–549, 4 dez. 2015.
- JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 1, p. 157–170, jan. 2001.
- LATRUBESSE, E. M. et al. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. **Conservation Science and Practice**, v. 1, n. 9, p. 1–8, 7 set. 2019.
- LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 29, n. 2, p. 107–116, fev. 2014.
- LEAL, C. G. et al. Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1312–1326, maio 2018.
- MACEDO, M. N. et al. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120153–20120153, 22 abr. 2013.
- MYKRÄ, H.; HEINO, J.; MUOTKA, T. Scale-related patterns in the spatial and environmental

components of stream macroinvertebrate assemblage variation. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 2, p. 149–159, mar. 2007.

NOGUEIRA, C. et al. Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. **PloS one**, v. 5, n. 6, p. e11390, jan. 2010.

PELÁEZ, O.; PAVANELLI, C. S. Environmental heterogeneity and dispersal limitation explain different aspects of β -diversity in Neotropical fish assemblages. **Freshwater Biology**, v. 64, n. 3, p. 497–505, 1 mar. 2019.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology**, v. 76, n. 2, p. 606–627, mar. 1995.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, n. 1, p. 1–16, 23 abr. 2003.

REID, A. J. et al. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, n. 3, p. 849–873, 22 jun. 2019.

REIS, R. E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 12–47, jul. 2016.

ROTH, N. E.; ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, v. 11, n. 3, p. 141–156, jun. 1996.

SALA, O. E. et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 10 mar. 2000.

SCHLOSSER, I. J. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. **Ecological Monographs**, v. 52, n. 4, p. 395–414, fev. 1982.

SCHLOSSER, I. J. Stream fish ecology: a landscape perspective. **BioScience**, v. 41, n. 10, p. 704–712, nov. 1991.

SOININEN, J. A quantitative analysis of species sorting across organisms and ecosystems. **Ecology**, v. 95, n. 12, p. 3284–3292, dez. 2014.

SOININEN, J. Spatial structure in ecological communities - a quantitative analysis. **Oikos**, v. 125, n. 2, p. 160–166, fev. 2016.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of**

Freshwater Fish, v. 21, n. 3, p. 433–442, 19 jul. 2012.

TONKIN, J. D. et al. Contrasting metacommunity structure and beta diversity in an aquatic-floodplain system. **Oikos**, v. 125, n. 5, p. 686–697, maio 2016.

TONKIN, J. D. et al. The role of dispersal in river network metacommunities: patterns, processes, and pathways. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 1, p. 141–163, jan. 2018.

URIARTE, M. et al. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 8, p. 1151–1164, 13 out. 2011.

VÖRÖSMARTY, C. J. et al. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v. 467, n. 7315, p. 555–561, 29 set. 2010.

WANG, L. et al. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. **Fisheries**, v. 22, n. 6, p. 6–12, jun. 1997.

WANG, L. et al. Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, U.S.A. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, n. 5, p. 491–505, maio 2003.

WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, É. P. Fish ecology in tropical streams. In: DUDGEON, D. (Ed.). **Tropical Stream Ecology**. San Diego: Elsevier, 2008. p. 107–146.

CAPÍTULO 1 – TENDÊNCIAS E LACUNAS NOS ESTUDOS SOBRE PEIXES DE RIACHOS NO BRASIL

A ser submetido para publicação no periódico: *Fish and Fisheries*

RESUMO

A grande biodiversidade presente em riachos tem despertado o interesse da ciência por esses ecossistemas e isso pode ser percebido pelo aumento no número pesquisadores e artigos que utilizam riachos como modelo de pesquisa. Fizemos uma revisão cienciométrica sobre estudos com peixes de riachos do Brasil com o objetivo de identificar as tendências e lacunas de conhecimento. Nosso estudo foi baseado em 566 artigos publicados entre 1982 a 2017. Para cada estudo coletamos dez variáveis que descrevem tendências ou lacunas no conhecimento. Encontramos um aumento em vários indicadores, incluindo: (i) o número de publicações, (ii) o tamanho da área de estudo, (iii) o número de riachos estudados e (iv) o número de autores por estudo. No entanto, encontramos vieses na distribuição de publicações em relação à região de estudo, a bacia hidrográfica, o bioma e os campo de pesquisa. A região Sudeste, a bacia do rio Paraná, o bioma Mata Atlântica e o campo de pesquisa em Ecologia foram os que apresentaram o maior número de estudos. Enquanto a região Nordeste, a bacia do Atlântico Nordeste, o bioma Pantanal e o campo de pesquisa em Toxicologia foram menos privilegiados. As assimetrias e lacunas aqui detectadas serão úteis para o direcionamento da condução de novos estudos com maior abrangência espacial e em regiões subamostradas. Para aumentar o impacto científico da pesquisa brasileira com peixes de riachos, recomendamos o uso de objetivos claros que possam atrair o interesse de pesquisadores internacionais, o aprimoramento de conceitos teóricos e uma melhor integração entre os diversos campos de pesquisas com peixes de riachos.

Palavras-chave: análise de lacuna, bacias hidrográficas, biodiversidade, biomas, riachos neotropicais.

ABSTRACT

The high biodiversity found in streams has attracted the scientific interest for these ecosystems, this may be perceived by the increase in the number of researchers and articles that use streams as research model. Studies on stream fish also show the same trend. The present scientometric review on stream fish studies in Brazil aimed at identifying trends and gaps of knowledge. Our study was based on 566 articles published between 1982 and 2017, for each study we collected ten variables describing trends or gaps and analyzed descriptively and with inferential statistics. There was an increase (temporal trend) in the number of articles published, in the size of the study area, in the number of streams studied and in the number of authors per study. The articles are distributed asymmetrically in relation to the regions of the Brazil, river basins, biomes, filling of gaps and fields of research. There are still gaps in information regarding the study area extent, publication bias, biomes and river basins. New studies aimed at addressing these asymmetries should be targeted to cover larger spatial scales and less sampled regions. We suggest that the increase study area extent, the use of clear objectives that attract the interest of international researchers, the improvement of theoretical concepts and better integration between several areas of studies on stream fish, should raise the level and impact of Brazilian scientific research of these environments.

Keywords: biodiversity, biomes, gap analysis, neotropical streams, watersheds.

1. INTRODUÇÃO

A região Neotropical abriga a maior diversidade de peixes de água doce do mundo com mais de 5100 espécies atualmente descritas (Lévêque, Oberdorff, Paugy, Stiassny, & Tedesco, 2008; Reis et al., 2016). Estimativas conservadoras indicam que esse número pode ultrapassar 8000 espécies (Buckup, Menezes, & Ghazzi, 2007; Reis et al., 2016). Por exemplo, apenas nas últimas duas décadas foram descritas mais de 1100 novas espécies (Reis et al., 2016; Vari, Ferraris & Pinna, 2005). O Brasil ocupa lugar de destaque nesse cenário, pois apresenta a maior diversidade de peixes de água doce do mundo, com mais de 3800 espécies de peixes descritas até o momento (Reis et al., 2016), das quais mais de 50% ocorrem exclusivamente em riachos (Castro, 1999). A alta diversidade de espécies em riachos é um indicativo de uma grande variedade de formas de uso do ambiente e de estratégias ecológicas associadas a esse tipo de habitat (Winemiller, Agostinho, & Caramaschi, 2008). Por outro lado, uma riqueza tão grande de espécies representa um enorme desafio para o avanço do conhecimento científico (Oliveira et al., 2016). Por esses motivos, compreender como fatores ecológicos e evolutivos regulam essa alta biodiversidade, exige muitos profissionais de diferentes áreas das ciências biológicas, o que é uma limitação importante em países com investimentos instáveis em pesquisa como é o caso do Brasil (Siqueira & Rocha, 2017).

Os riachos tropicais são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos pois apresentam grande heterogeneidade ambiental (Dudgeon, 2008), um dos fatores que explica a elevada diversidade de organismos presentes nesses sistemas (Heino & Grönroos, 2013; Leal et al., 2014; Winemiller et al., 2008). Esses pequenos corpos de água interagem com a vegetação adjacente e são bastante sensíveis às mudanças das paisagens em seu entorno (Dias, Macedo, Costa, Coe, & Neill, 2015; Macedo et al., 2013; Pusey & Arthington, 2003; Uriarte, Yackulic, Lim, & Arce-Nazario, 2011). Os peixes são componentes funcionalmente importantes desse sistema (Holmlund & Hammer, 1999; Poff & Allan, 1995; Schlosser, 1982), geralmente apresentam alto grau de endemismo e estão entre os grupos de organismos aquáticos mais ameaçados por ações antrópicas (Castro, 1999; Nogueira et al., 2010). As principais ameaças às comunidades de peixes de riacho são a modificação do habitat, a remoção da vegetação ripária, o assoreamento e a homogeneização de habitats (Teresa & Casatti, 2012). Além disso, às comunidades presentes nesses ecossistemas também estão susceptíveis a outros tipos de ameaças como a introdução de espécies não nativas (Cucherousset & Olden, 2011; Forneck, Dutra, Zacarkim, & Cunico, 2016), a construção de rodovias (Perkin & Gido, 2012), a construção de barragens (Macedo et al., 2013), o uso de pesticidas e fertilizantes na agricultura

(Dudgeon, 2014; Reid et al., 2019; Relyea, 2005; Strayer & Dudgeon, 2010). Portanto, para definirmos ações direcionadas à conservação dos peixes de riachos dependemos da existência de informações detalhadas sobre esses ecossistemas e seus processos ecológicos (Barletta et al., 2010; Dudgeon et al., 2006). A maioria dos estudos com peixes de água doce do Brasil são conduzidos com fauna de rios e espécies de grande porte com interesse comercial (Alves, Minte-Vera, Agostinho, Okada, & Vasconcelos, 2012; Ueida & Castro, 1999) e isso limita o conhecimento sobre a ictiofauna do país. Vale ressaltar que os estudos de lacunas de conservação para tomada de decisão na criação de Unidades de Conservação (UCs) são voltados geralmente para organismos terrestres (Amis, Rouget, Lotter, & Day, 2009; Saunders, Meeuwig, & Vincent, 2002). Dessa forma, os atuais modelos usados na criação de UCs aqui no Brasil são pouco efetivas na conservação de espécies de peixes de riachos (Azevedo-Santos et al., 2019; Frederico, Zuanon, & De Marco, 2018).

O conhecimento sobre os padrões de distribuição da composição e riqueza das espécies, a diversidade de estratégias de vida e das necessidades ecológicas são fundamentais para a entender os padrões ecológicos e direcionar medidas efetivas de conservação dos peixes de riachos (Hortal et al., 2015). As principais fontes de informações sobre as espécies estão em coleções biológicas e na literatura científica (Meier & Dikow, 2004). Entretanto, dados de ocorrência das espécies e das comunidades são enviesados para certas regiões, habitats ou biomas (viés de amostragem; Collen, Ram, Zamin, & McRae, 2008; Lobo, Baselga, Hortal, Jiménez-Valverde, & Gómez, 2007; Loiselle et al., 2007). O viés de amostragem é fortemente associado à acessibilidade (*e.g.*, presença de estradas, trilhas, cidades ou rios navegáveis) (Kadmon, Farber, & Danin, 2004; Oliveira et al., 2016; Sousa-Baena, Garcia, & Peterson, 2014), fazendo com que certas regiões ou ecossistemas sejam menos estudados simplesmente pela maior dificuldade de acesso. Esses vieses de amostragem geram as lacunas de conhecimentos em biodiversidade (Oliveira et al., 2016) como: (i) Lacuna Linneana que é consequência da falta de descrição das espécies já coletadas ou amostradas (Bini, Diniz-Filho, Rangel, Bastos, & Pinto, 2006; Hortal et al., 2015); (ii) Lacuna Wallaceana que é consequência da falta de conhecimento sobre o padrão de distribuição das espécies devido à ausência de coletas em regiões específicas (Bini et al., 2006; Hortal et al., 2015); (iii) Lacuna Prestoniana que é consequência da escassez de informação sobre abundância das espécies e suas dinâmicas populacionais no espaço e no tempo (Cardoso et al., 2011 ; Hortal et al., 2015); (iv) Lacuna Darwiniana que é consequência da falta de conhecimento sobre filogenia, evolução das espécies e suas características (Diniz-Filho et al., 2013; Hortal et al., 2015); (v) Lacuna Raunkiariana que é consequência da falta de conhecimento sobre as características e funções ecológicas das

espécies (ver Hortal et al., 2015); (vi) Lacuna Hutchinsoniana que é consequência da falta de conhecimento sobre a tolerâncias das espécies às condições ambientais e (vii) Lacuna Eltoniana que é consequência da falta de conhecimento sobre as interações das espécies e os efeitos dessas interações na sobrevivência e adequação individual (Hortal et al., 2015). Essas lacunas são mais evidentes em locais com grande diversidade de espécies e com elevadas taxas de desmatamentos como é o caso dos trópicos (Collen et al., 2008; Sala et al., 2000), ou seja, o conhecimento é incipiente onde ele é mais necessário.

Desse modo, o conhecimento limitado sobre a sistemática, a evolução e a biologia geral de espécies de peixes de riachos representa um grande desafio para pesquisadores de ecossistemas aquáticos. Por exemplo, cerca de 12% das espécies de peixes de água doce do Brasil foram/são consideradas “deficiente em dados” na última avaliação nacional do risco de extinção da fauna brasileira pelo ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) (ICMBio, 2014). Essas lacunas devem-se em grande parte à grande extensão territorial do país e à presença de grandes bacias hidrográficas como é o caso da Amazônica, do Paraná e do Tocantins-Araguaia que apresentam uma grande densidade de riachos e grande riqueza de espécies de peixes. Entretanto, nas últimas décadas houve um aumento do interesse de pesquisadores pela ictiofauna presente nesses ecossistemas, o que reflete no aumento em número de estudos com peixes de riachos (Dias et al., 2016). No entanto, os recursos para financiamentos de pesquisas estão mais limitados nos últimos anos.

Nesse sentido, a análise cienciométrica tem se tornado uma ferramenta alternativa importante e de baixo custo para avaliar as tendências e lacunas de conhecimentos existentes sobre determinados grupos taxonômicos ou área do conhecimento (Nabout et al., 2012). Conhecer essas lacunas sobre determinado grupo ou área do conhecimento é fundamental para direcionar estratégias futuras de agendas de pesquisas (Li, Wang, & Ho, 2011). Análise desse tipo existente para peixes de água doce em territórios brasileiros oferece uma visão mais generalista, não permitindo uma identificação de padrões relacionados a um tipo de ecossistema específico, como os ecossistemas riverinos, os ecossistemas lacustres e/ou os ecossistemas de riachos (*e.g.*, Azevedo, Mesquita, & Young, 2010). Dessa forma, nosso objetivo foi compilar informações da literatura sobre estudos com peixes de riachos do Brasil, buscando responder às seguintes questões: (i) Existe aumento no número de estudos, no número de riachos amostrados e na extensão da área de estudo nos artigos publicados sobre peixes de riachos? (ii) Em quais regiões, bacias hidrográficas e biomas os estudos com peixes de riachos estão concentrados? (iii) Em quais revistas os estudos com peixes de riachos estão sendo publicados? (iv) Qual o número de pesquisadores por estudo e quais são os pesquisadores que mais

contribuem com a literatura sobre peixes de riachos? (v) Quais são as perguntas que os estudos sobre peixes de riachos têm buscado responder? (vi) Quais lacunas de conhecimento (*sensu* Hortal et al 2015) de estudos com peixes de riachos estão sendo preenchidas? (vii) Quais grandes áreas do conhecimento estudos com peixes de riachos tem abordado e quais perguntas estão sendo feitas em cada área? A nossa análise cienciométrica sobre peixes de riachos difere de estudos prévios (*e.g.*, Azevedo et al., 2010; Dias et al., 2016), porque nós avaliamos múltiplos campos de pesquisa (*e.g.*, ecologia, genética, sistemática, comportamento, fisiologia, parasitologia) e focamos exclusivamente em estudos com peixes de riachos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Pesquisa bibliográfica

Construímos uma base de dados através de buscas na literatura científica de artigo sobre peixes de riachos, publicados em revistas indexadas nas bases *Web of Science* (Clarivate Analytics) e *Scopus* (Elsevier). Pesquisamos por “tópico” na base de dados do *Web of Science* e por “título do artigo, resumo e palavras chaves” no *Scopus* utilizando os com os seguintes termos ((fish* OR ichthyofauna OR pisces) AND (stream* OR headwaters) AND (Brazil)), com o intervalo de tempo definido para todos os anos até a data pesquisada (dezembro de 2017). Reconhecemos que a literatura cinza (*e.g.*, monografias, dissertações e teses) fornece informações importantes sobre peixes de riachos. Entretanto, restringimos nossa pesquisa somente a trabalhos publicados em revistas indexadas, pois isso garante um mínimo de confiabilidade dado o crivo da avaliação por pares. Após realizarmos a pesquisa, fizemos a leitura dos títulos e resumos dos artigos para verificar se o mesmo devia ser incluso em nossa base de dados. Em seguida, realizamos uma filtragem manual para remover duplicatas (Figura 1). Incluímos em nossa base de dados somente aqueles artigos que tinham áreas de estudos dentro do Brasil e tinham como temática estudo de peixes de riachos (utilizamos a definição de riachos fornecida pelos autores).

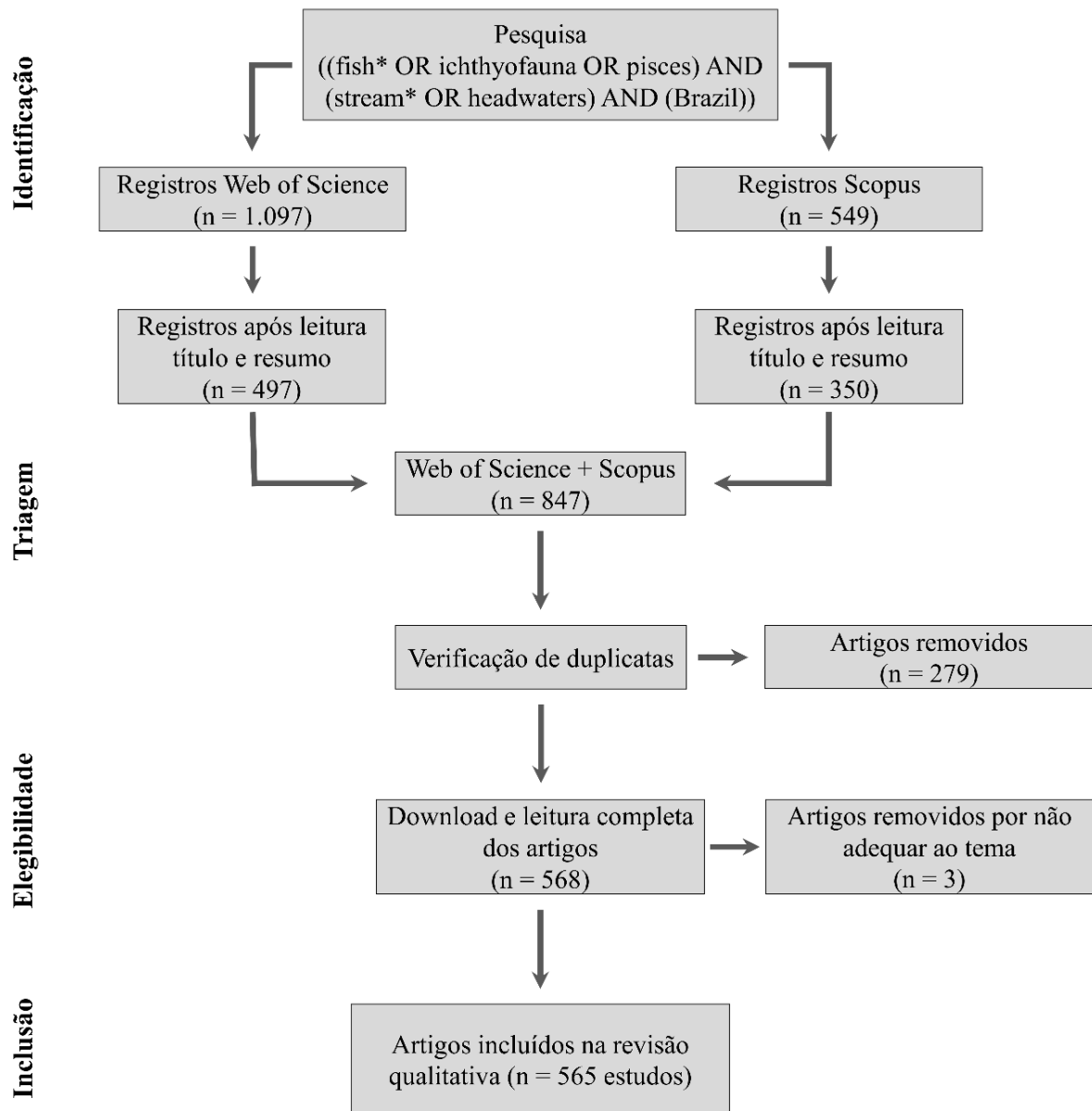


Figura 1. PRISMA fluxograma mostrando os passos utilizados para a seleção dos estudos sobre peixes de riachos do Brasil, adaptado de Moher et al. (2009).

2.2. Coleta de dados

Após a filtragem descrita acima, extraímos as seguintes informações de cada artigo: (i) o nome dos autores; (ii) o título do artigo; (iii) o nome da revista; (iv) o ano da publicação; (v) o número de pesquisadores por estudo; (vi) quais os objetivos dos estudos; (vii) a localização geográfica; (viii) o bioma estudado; (ix) a bacia hidrográfica, de acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2015) e (x) o número de riachos estudados. Também classificamos cada artigo de acordo com os seguintes campos de pesquisa: – Comportamento, Conservação, Ecologia, Evolução, Fisiologia, Genética, Morfologia, Parasitologia, Sistemática e Toxicologia (Tabela S1). Alguns artigos foram incluídos em mais de um campo de pesquisa. Para verificar

quais lacunas os estudos com peixes de riachos têm buscado preencher, lemos e classificamos cada artigo de acordo com as sete lacunas propostas por Hortal et al. (2015). – Linneana; Wallaceana; Prestoniana; Darwiniana; Raunkiaerana; Hutchinsoniana e Eltoniana, mas alguns artigos abordaram mais de uma lacuna.

Lemos os objetivos de cada trabalho e categorizamos detalhadamente para cada campo de pesquisa separadamente. Esse processo envolveu a leitura de todos os objetivos e várias revisões para identificar conjuntos de textos de objetivos semelhantes, que represente a mesma ideia ou meta a ser executada. Por exemplo, estudos com os seguintes objetivos: “descrição da ocorrência de intersexualidade em populações”, “biologia reprodutiva”, “comportamento reprodutivo” e “estratégias reprodutivas” foram todos incluídos em uma única categoria de objetivos chamada de “aspectos reprodutivos”.

Consideramos a extensão geográfica da área de estudo dos artigos a maior distância linear (em km) em uma comparação par a par entre os pontos amostrais. Extraímos as informações das localizações geográficas dos pontos amostragem a partir do texto, de tabelas e das figuras da área de estudo. Quando as informações dos pontos de coletas eram apresentadas sobre um mapa georreferenciado adequadamente, extraímos essas informações utilizando o WebPlotDigitizer (<https://automeris.io/WebPlotDigitizer/>). A partir da localização geográfica calculamos a distância linear em quilômetros entre os pontos para cada artigo. Já para aqueles artigos que forneciam apenas mapas da área de estudo sem ser georreferenciado adequadamente, mas com a barra de escala nós medimos a extensão da área de estudo diretamente do mapa (para mais detalhes ver Dias et al., 2016).

2.3. *Análise de dados*

Avaliamos a tendência de aumento de publicações sobre o tema, ajustando um modelo exponencial para a relação entre o número de artigos e o ano de publicação aos dados $y = a * (x - 1982)^b$, já que os resíduos do modelo linear mostraram um ajuste inadequado. Para testar se existe aumento no número de riachos estudados e na extensão das áreas de estudos ao longo dos anos utilizamos regressões quantílicas (Cade & Noon, 2003; Koenker & Bassett, 1978). A regressão quantílica permite estimar a relação entre a variável resposta e a preditora para qualquer proporção da distribuição dos dados (Cade & Noon, 2003). Além disso, esta análise é menos sensível a presença de valores discrepantes (“outliers”) e a heterogeneidade na distribuição dos dados (Cade & Noon, 2003; Koenker & Bassett, 1978). Para identificar potenciais mudanças na magnitude dos valores extremos das variáveis mencionadas acima ao longo dos anos, usamos a mediana (percentil), de 50% duas medidas dos valores extremos

superiores (percentil) de 75 e 95% e uma medida de valores extremos inferiores (percentil) de 25% nas análises ($\tau = 0,25; 0,5; 0,75$ e $0,95$). Utilizamos os intervalos de confiança construídos pela estimativa de kernel a partir da matriz de covariância para testar a significância de cada quantil (Koenker & Machado, 1999). Testamos a diferença entre as inclinações dos coeficientes dos modelos através do teste de Análise de Variância (ANOVA). Finalmente, analisamos o número de artigos publicados por região, por bacias hidrográficas, por bioma, por revistas, por universidades, por autores; pelas categorias de objetivos e pelo preenchimento de lacunas, contabilizando as suas respectivas frequências.

Aplicamos uma correlação de Pearson (r) para testar se houve aumento no número de pesquisadores por estudos ao longo dos anos. Avaliamos visualmente os pressupostos dos testes observando a distribuição dos resíduos. Para atender o pressuposto de linearidade e normalidade, quando exigido, transformamos os dados por $\log_{10}(x + 1)$.

Para testar se existem tendências temporais na diversidade de objetivos dos artigos aplicamos uma correlação de Person (r) entre o ano de publicação e o índice de diversidade de Shannon. Os índices de diversidades ecológicos têm sido utilizados em estudos cienciométricos (Carneiro, Nabout, & Bini, 2008; Carvalho, Diniz-Filho, & Bini, 2005; Rousseau, 1998) com finalidade de medir a diversidade presente em algumas variáveis (*e.g.*, a diversidade de revistas, a diversidade de objetivos e a diversidade de palavras chaves dos artigos publicados). Calculamos a diversidade dos objetivos para cada ano (linhas) utilizando o índice de Shannon, a partir da matriz de presença-ausência para os objetivos dos artigos (colunas). Realizamos todas as análises no ambiente de programação e análise estatísticas *R versão 3.4.2* (R Core Team, 2017), com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Para os cálculos das regressões quantílicas utilizamos o pacote *quantreg* (Koenker, 2018) e para a elaboração das figuras utilizamos o pacote para gráfico *ggplot2* (Wickham, 2009).

3. RESULTADOS

Nossas buscas retornaram um total de 1647 artigos, desses 1098 foram da base *Web of Science* e 549 da base *Scopus*. Após realizarmos a filtragem e remover as duplicatas, nossa base de dados final foi composta de 565 artigos. Houve aumento exponencial no número de artigos publicados sobre peixes de riachos ao longo dos anos para o período analisado ($R^2 = 0,947$; GL = 27, $P < 0,001$; Figura 2a).

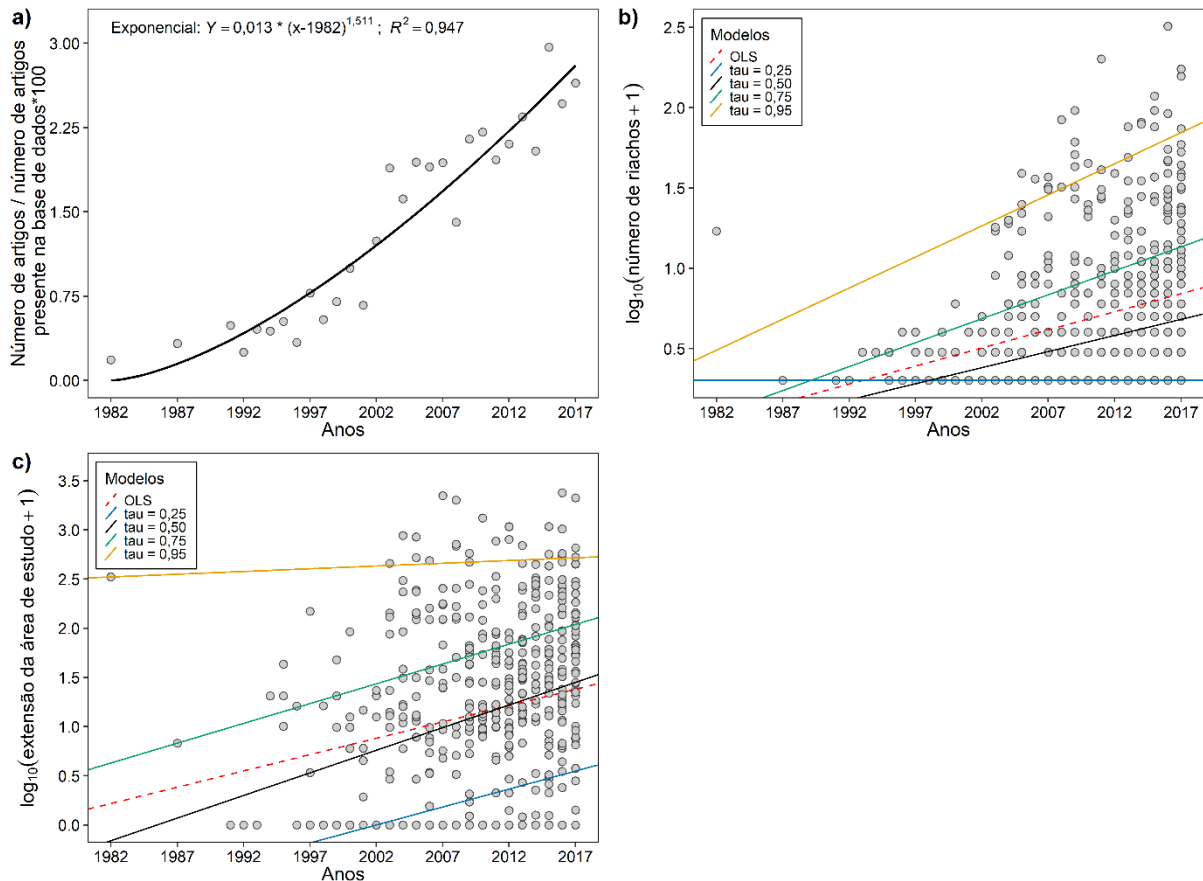


Figura 2. Tendência temporal em artigos sobre peixes de riachos no Brasil entre 1982 e 2017. **(a)** Relação entre o número de artigos publicados e o ano de publicação; **(b)** regressão quantílica para a relação entre o número de riachos amostrados por estudos e **(c)** aumento da extensão da área de estudo dos artigos e o ano de publicação. Nas figuras **b-c** a linha pontilhada representa o modelo de regressão linear (OLS), enquanto as linhas coloridas, azul turquesa, preta, azul e amarelas representam regressões quantílicas à 0,25; 0,50; 0,75 e 0,95 percentil, respectivamente.

Os resultados da regressão quantílica mostraram para os percentis acima da mediana, 75% (Coeficiente = $0,029 \pm 0,004$ SE; $t = 7,186$; $P < 0,001$) e 95% (Coeficiente = $0,038 \pm 0,010$ SE; $t = 3,559$; $P < 0,001$) sugerem a existência de um aumento no número de riachos amostrados por estudo ao longo dos anos (Figura 2b). Enquanto para o percentil de 25% não encontramos relação entre aumento no número de riachos por estudo ao longo dos anos (Coeficiente = $0,000 \pm 0,003$ SE; $t = 0,000$; $P = 1,000$; Figura 2b). O teste para igualdade de inclinação ANOVA mostrou que existem diferenças entre os coeficientes de inclinações dos quantis analisados ($F_{(3, 2201)} = 24,88$; $P < 0,001$). Esses resultados indicam que há o aumento no número de riachos por estudos ao longo dos anos. Não existiu mudanças na taxa de crescimento na parte inferior

da distribuição, indiciando aqueles estudos que utilizam o menor número de riachos se mantêm estável ao longo do tempo (Figura 2b).

Em relação ao aumento da extensão da área de estudos dos artigos ao longo dos anos, a regressão quantílica não mostrou evidências de crescimento para o limite superior (95th percentil) da distribuição dos dados (Coeficiente = $0,005 \pm 0,012$ SE; $t = 0,458$; $P = 0,646$; Figura 2c). Em contraste para os demais percentis existem uma relação de aumento da extensão da área de estudo ao longo dos anos (percentil de 75: Coeficiente = $0,040 \pm 0,010$ SE; $t = 3,81$; $P < 0,001$; Percentil de 25: Coeficiente = $0,036 \pm 0,011$ SE; $t = 3,233$ $P = 0,001$; Figura 2c). O teste de ANOVA para igualdade das inclinações mostrou que existem diferença entre os slopes dos modelos ($F_{(3, 2089)} = 3,679$; $P = 0,011$).

Os estudos com peixes de riachos utilizam em média 9,58 (DP = $\pm 23,40$) riachos. Cerca de 38% dos estudos ($n = 215$) utilizaram apenas um riacho e, aproximadamente 10% ($n = 56$) dos artigos utilizam mais de 25 riachos (Figura 03a). A extensão da área de estudo dos artigos é em média 94,54km (DP = $\pm 249,74$). Entretanto, boa parte dos estudos apresentam extensão da área de estudo relativamente pequena, sendo que 25,13% do total ($n = 142$) apresentam extensão inferior a 1 km e 15,574% ($n = 88$) com extensão da área de estudo entre 1-10 km (Figura 3b).

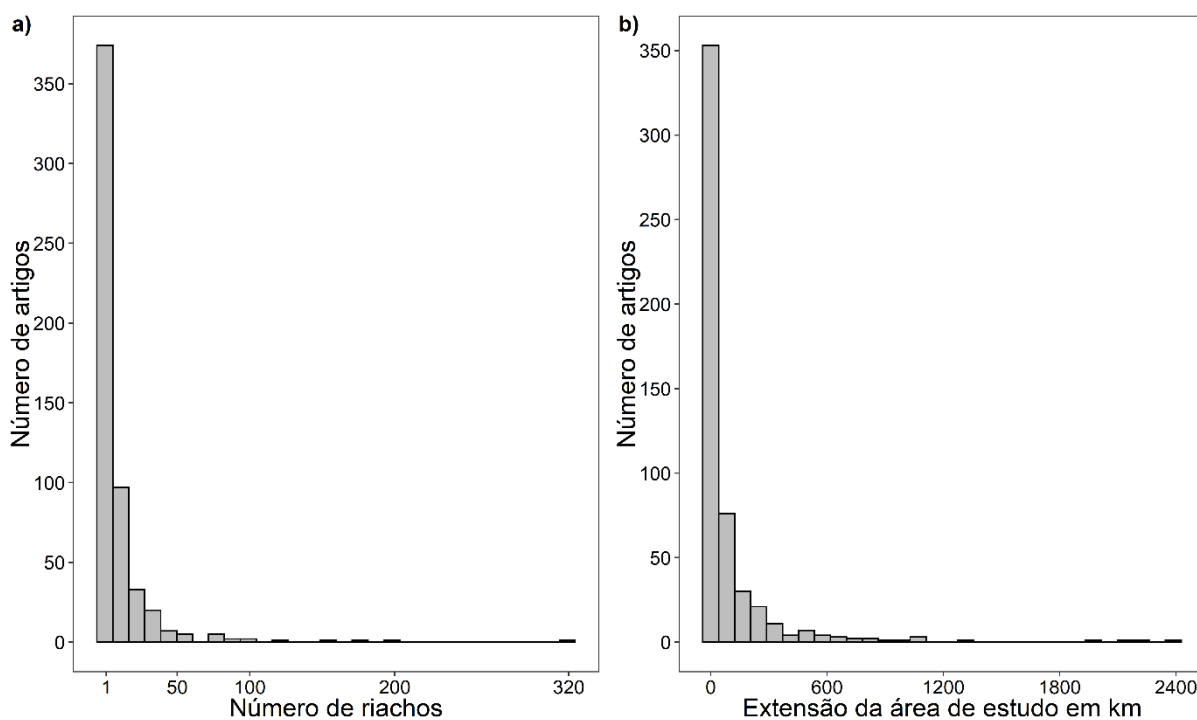


Figura 3. Histograma mostrando a distribuição dos artigos em relação ao número de riachos estudados **a)** e a distribuição do número de artigos **b)** em relação a extensão da área de estudo dos artigos.

Considerando-se o número de artigos publicado por região, o Sudeste ($n = 243$; 40, 91%) foi a região com maior número de estudos, seguido por Sul ($n = 137$; 23,06%) e Centro-Oeste ($n = 120$; 20,20%). Enquanto a região Norte ($n = 28$; 11,11%) e a região Nordeste ($n = 28$; 4,71%) foram as que tiveram menor número de estudos (Figura 4a).

A bacia hidrográfica brasileira com maior número de estudos foi a bacia do Paraná com 269 estudos, seguida pela bacia Atlântico Sudeste com 107 estudos, e bacia Amazônica com 71 estudos (Figura 4b). Ao se considerar a produção dos artigos por biomas, a Mata Atlântica corresponde por mais da metade dos artigos publicados com 359 estudos, seguido pelo Cerrado com 142 e Amazônia com 80 estudos (Figura 4c).

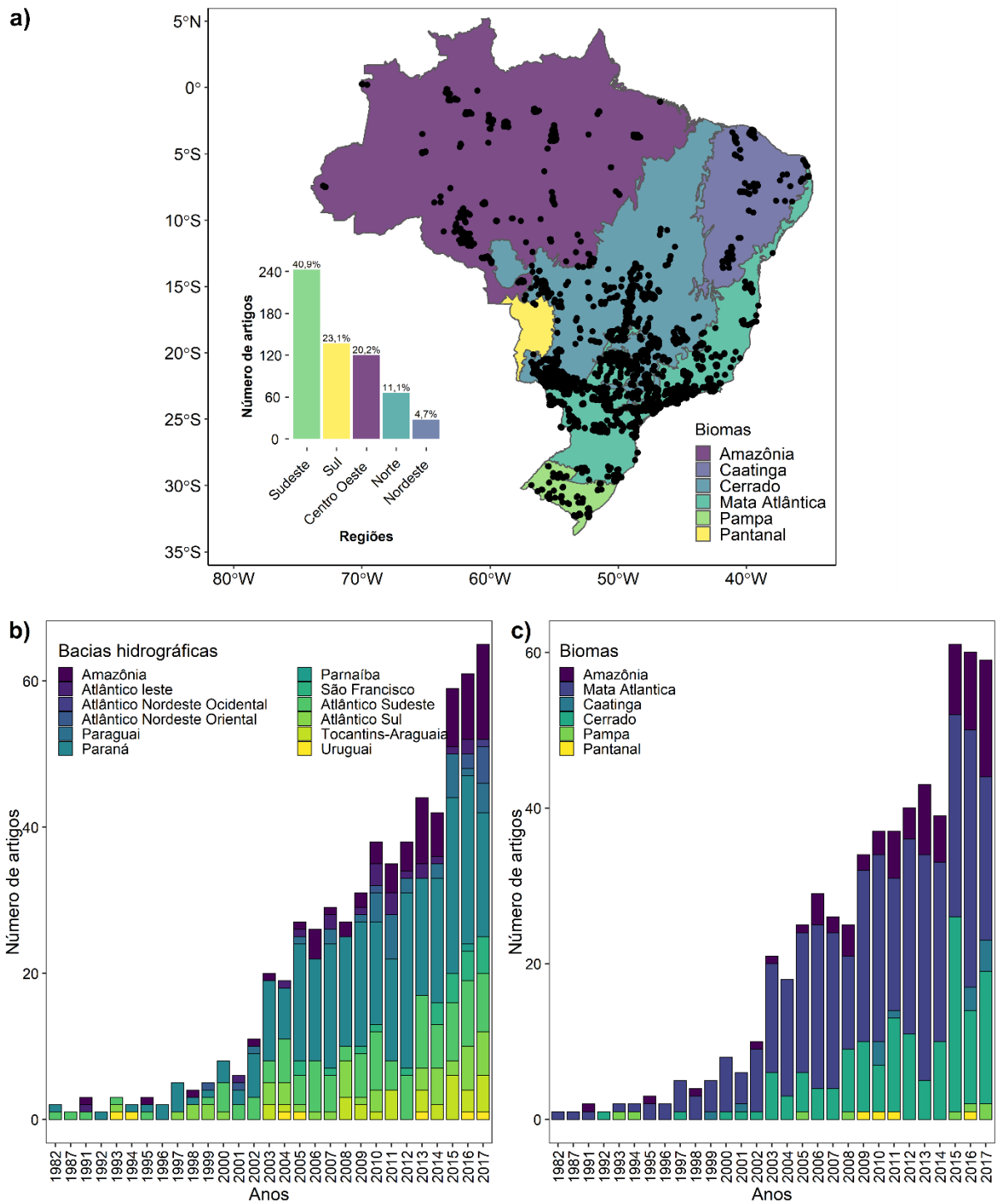


Figura 4. Padrão de distribuição da produção científica brasileira sobre peixes de riachos entre 1982 e 2017: **a)** distribuição espacial dos locais amostrados de acordo com os biomas e no gráfico ao lado a contribuição de cada região para a literatura científica sobre peixes de riachos, **b)** distribuição temporal dos artigos de acordo com as bacias hidrográficas e **c)** distribuição temporal dos artigos por bioma.

Os artigos foram publicados em 105 diferentes revistas científicas. A distribuição das publicações nas revistas foi assimétrica, as vinte primeiras revistas com maior número artigos sobre peixes de riachos do Brasil respondem por mais de dois terços dos artigos publicados (Figura 5). Entre essas, as revistas com maior número de artigos publicados são brasileiras: a Neotropical Ichthyology com 89 (15,75%), seguido pela Biota Neotropica com 42 (7,42%) e pela Brazilian Journal of Biology com 34 (6,0%) estudos.

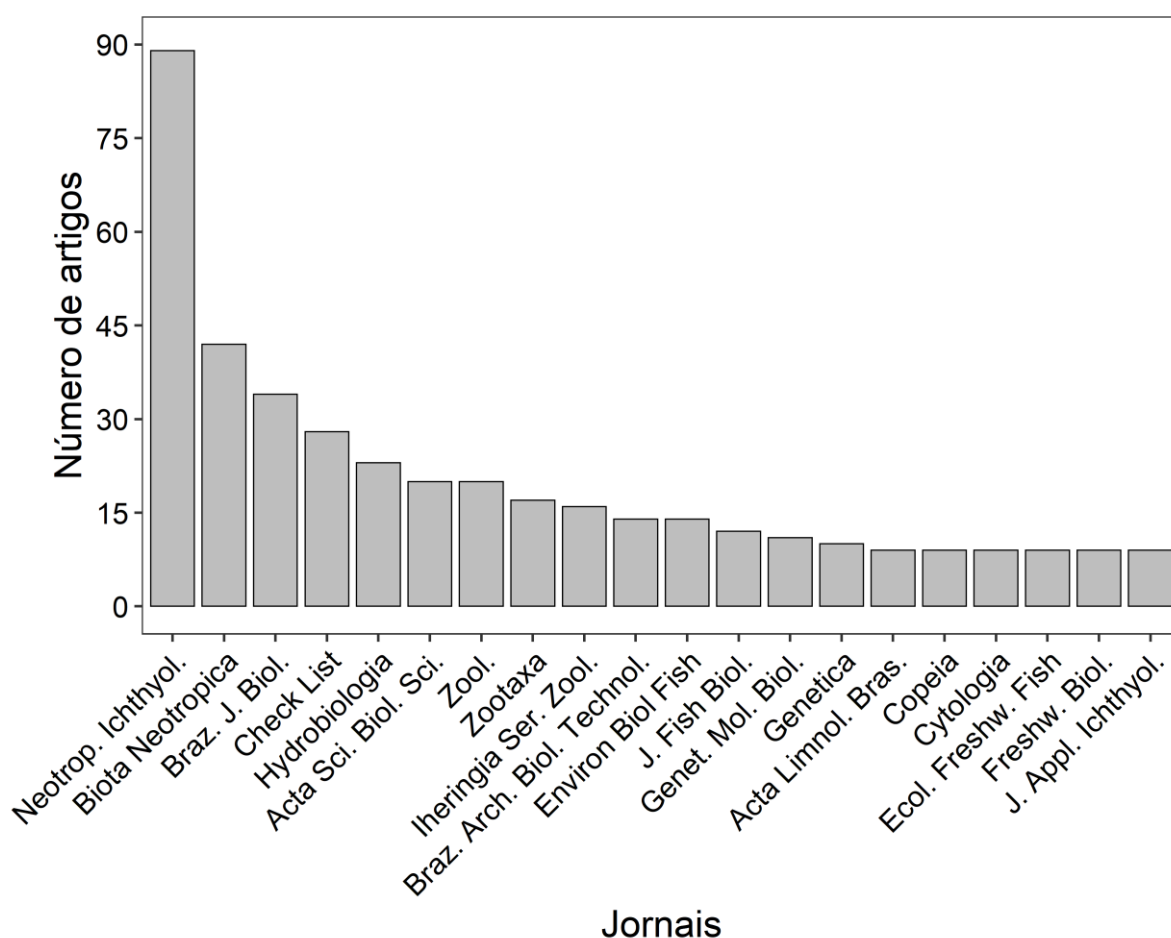


Figura 5. Revistas com maior número de artigos publicados sobre peixes de riachos no Brasil entre 1982 e 2017.

Encontramos um aumento no número de pesquisadores por estudos ao longo dos anos (Figura 6a; $r = 0,255$; $P < 0,001$). Estudos com peixes de riachos apresentaram em média 3,41 pesquisadores (DP = $\pm 1,70$) por artigo. Dos 566 artigos publicados apenas 3,71% ($n = 21$) tiveram apenas um autor, 27,74% ($n = 157$) tiveram dois autores, 30,56% ($n = 173$) tiveram três autores, 19,79% ($n = 112$) tiveram quatro autores e o restante contou com a participação de cinco ou mais autores 18,20% ($n = 103$). Os autores com maior número de trabalhos sobre

peixes de riachos no Brasil foram: Lilian Casatti com 41 estudos, seguido por Rosana Mazzoni com 39 estudos, e Jansen Zuanon com 27 estudos.

Embora o número de artigo sobre peixes de riachos no Brasil tenha aumentado, poucos estudos são frequentemente citados (Tabela 1). Até a data da pesquisa (17 de janeiro de 2018) nenhum trabalho apresentava índice de citação considerado elevado (citado mais de cem vezes), apenas 3% ($n = 17$) artigos foram citados mais de 50 vezes, 29,32% ($n = 203$) artigos foram citados 1-5 vezes, e 17,78% ($n = 95$) artigos ainda não foram citados (Figura 6b).

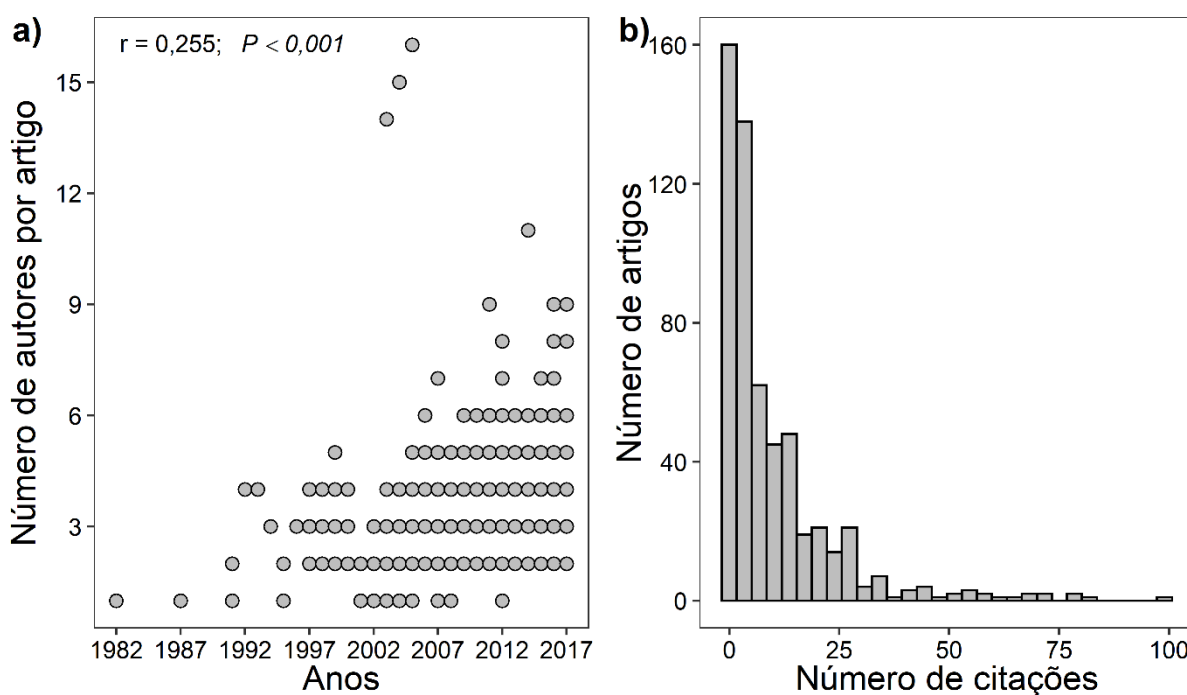


Figura 6. Padrão na distribuição dos artigos com peixes de riachos entre 1982 a 2017, de acordo com **a)** tendência temporal no número de autores por estudo e **b)** número de citações.

Tabela 1. Os dez artigos mais citados sobre peixes de riachos do Brasil entre 1982-2017, acessado em 17 de janeiro de 2018.

Ordem	Autores	Títulos	Revistas	Campo de pesquisa	Citações
1	Peres-Neto P.R. 2004	Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: The role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions	Oecologia	Ecologia	99
2	Mantovani et al 2005	Conserved 5S and variable 45S rDNA chromosomal localisation revealed by FISH in <i>Astyanax scabripinnis</i> (Pisces, Characidae)	Genetica	Genética	82
3	Bozzetti & Schulz 2004	An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil	Hydrobiologia	Conservação	77
4	Mantovani et al 2000	Accentuated polymorphism of heterochromatin and nucleolar organizer regions in <i>Astyanax scabripinnis</i> (Pisces, Characidae): tools for understanding karyotypic evolution	Genetica	Genética	77
5	Landeiro et al 2011	Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results?	Freshw. Biol.	Ecologia	72
6	Vicente et al 1996	Sex-ratio distortion associated with the presence of a B chromosome in <i>Astyanax scabripinnis</i> (Teleostei, Characidae)	Cytogenet. Genome Res.	Genética	71
7	Casatti et al 2006	Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil	Braz. J. Biol.	Ecologia	68
8	Mazzoni & Lobón-Cerviá 2000	Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: The River Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil	Ecography	Ecologia	67
9	Endler 1982	Convergent and divergent effects of natural selection on color patterns in two fish faunas	Evolution	Morfologia; Evolução	64
10	Casatti et al 2009	Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: An assessment of two tropical pasture river basins	Hydrobiologia	Ecologia	61

Encontramos grande número de categorias de objetivos ($n = 97$). As categorias com maior frequência de ocorrência foram: “ecologia trófica” ($n = 95$; 9,79), “descrever a estrutura da comunidade de peixes” ($n = 79$; 8,14%), “diversidade genética” ($n = 75$; 7,62%), “distribuição espacial” ($n = 74$; 7,62%), “descrição de espécies” ($n = 67$; 6,90%) e “influência de variáveis ambientais” ($n = 59$, 6,08%), que juntos representam cerca de 46,18% dos objetivos (Figura 7). Em relação aos números de estudos com peixes de riachos por área, “Ecologia” ($n = 361$; 58,4%), “Genética” ($n = 75$; 12,1%) e “Sistemática” ($n = 69$; 11,2%) foram as que apresentaram maiores números de estudos respectivamente, e as demais áreas juntas correspondem por menos de 20% dos estudos.

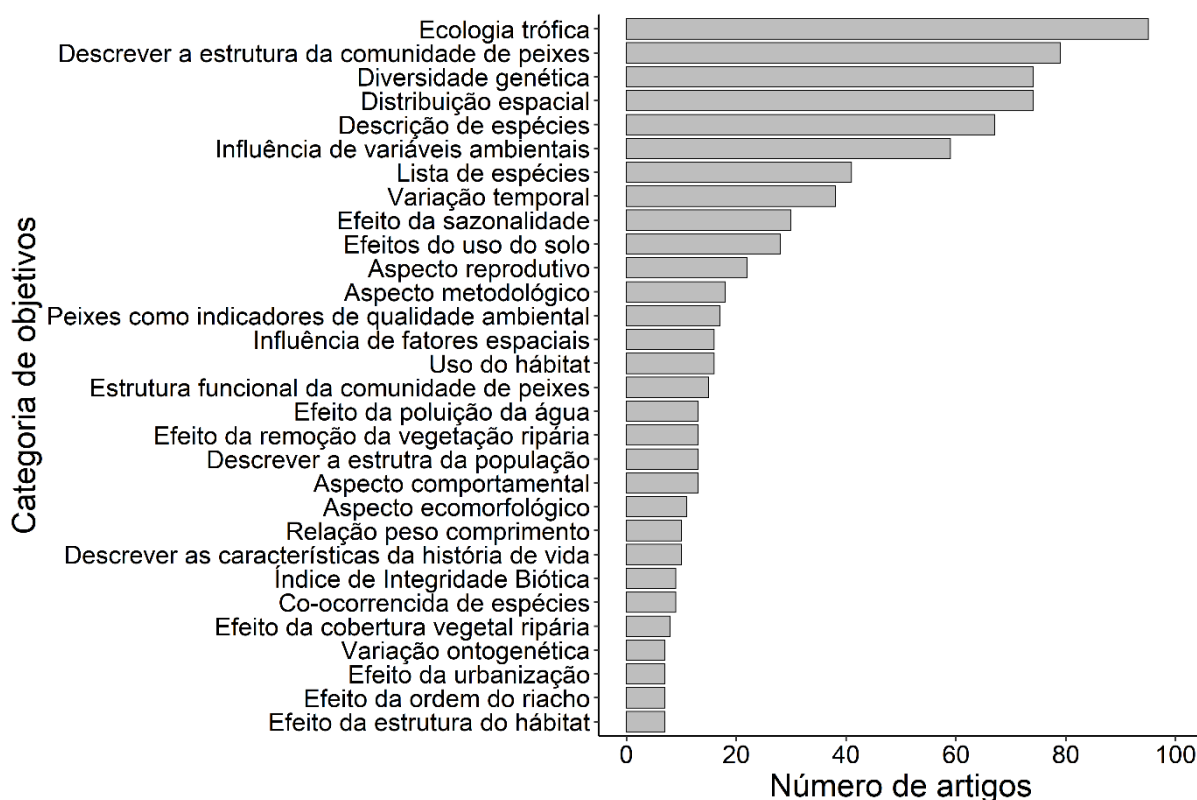


Figura 7. Os trinta objetivos mais frequentes em estudos com peixes de riachos no Brasil entre 1982 – 2017.

Em relação as lacunas de conhecimento, verificamos que a lacuna Hutchinsoniana ($n = 250$; 33,78%), a lacuna Wallaceana ($n = 171$; 23,10%) e a lacuna Raunkiariana ($n = 111$; 15%) foram as mais abordadas nos artigos (Figura 8). A lacuna Linneana ($n = 69$; 9,32%), a lacuna Prestoniana ($n = 31$; 4,18%) e a lacuna Eltoniana ($n = 29$; 3,91%) foram as menos abordadas.

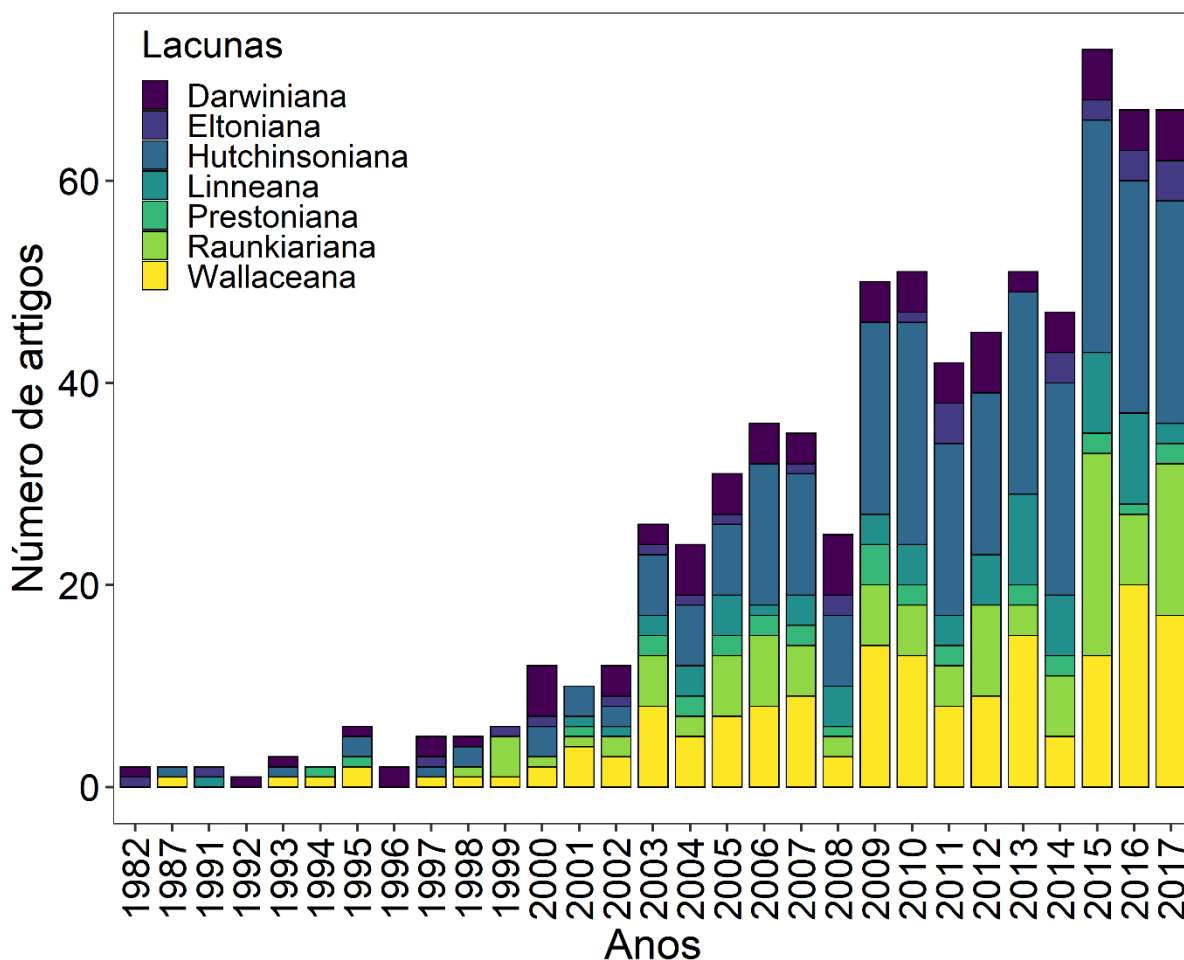


Figura 8. Tendência temporal no preenchimento de lacunas em estudos de peixes de riachos no Brasil entre 1982-2017.

Quando analisamos a diversidade de objetivos por campo de pesquisa, “Ecologia” foi a mais diversa com 86 objetivos, seguindo por “Conservação” com 24 objetivos e “Morfologia” com 21 objetivos. Enquanto os campos de pesquisa com menor diversidade de objetivos foram “Parasitologia”, “Toxicologia”, “Sistemática” com dois, três e cinco objetivos respectivamente. Também encontramos um aumento temporal na diversidade dos objetivos para estudos com peixes de riachos entre o período estudado (Figura S1; $r = 0,933$; $P < 0,001$).

4. DISCUSSÃO

4.1. Perspectivas históricas

O número de estudos com peixes de riachos aumentou ao longo dos anos, tendência essa reportada para diversas áreas do conhecimento (Carneiro et al., 2008; Hood & Wilson, 2001; Nabout et al., 2012). Esse crescimento pode ser explicado pelo aumento dos investimentos em pesquisas principalmente entre os anos de 2000 e 2012 (Azevedo et al., 2010), pela

interiorização do ensino superior (abertura de novos programas de pós-graduação distante dos centros de pesquisas mais antigos), e a formação de novos pesquisadores (MEC, 2014; BRASIL, 2017). O Brasil teve uma expansão das universidades públicas federais no período de 2003 a 2014, com o aumento no número de postos de trabalho para professor-pesquisador (MEC, 2014). Isso tem uma influência direta sobre a quantidade de artigos publicados (Borges, 2008; Leta, Lannes, & De Meis, 1998). Há de se destacar que esse crescimento também representa um interesse de jovens pesquisadores pelo o estudo da ictiofauna. Esse interesse pela ictiofauna de riachos tem um ponto marcante no lançamento de um volume especial pela Oecologia Australis intitulado “Ecologia de peixes de Riachos” em 1999. Esse volume pode ter funcionado como um indicador para novos pesquisadores interessados em estudos com peixes de riachos no Brasil. Algumas das categorias de objetivos mais utilizados atualmente refletem o interesse no conhecimento sobre a composição de espécies, a diversidade genética, o padrão de distribuição, os efeitos do uso da terra, a história natural e evolução de peixes de riachos (Dias et al., 2016; Peres-Neto, 2004). O arcabouço teórico sobre peixes de riachos disponível é em boa parte resultado das diversas perguntas que estudos com peixes de riachos tem buscado responder (Casatti, Langeani, & Ferreira, 2006; Castro, 1999; Dias et al., 2016). Esse conhecimento acumulado e o interesse em avançá-lo é fundamental para que estratégias de conservação da biodiversidade em riachos possa ser efetiva.

Embora exista uma diversificação nos objetivos ao longo do tempo, as pesquisas com peixes de riachos ainda esbarram em algumas barreiras. Na área de ecologia, por exemplo, a maioria dos estudos buscam entender padrões locais (Aquino et al., 2009; Araújo & Tejerina-Garro, 2009; Ferreira & Casatti, 2006). Ainda são poucos estudos que buscam responder questões em escala regionais tais como os padrões macroecológicos (Frederico, De Marco, & Zuanon, 2014), a estrutura de metacomunidades (Almeida & Cetra, 2016; Dala-Corte, Becker, & Melo, 2017), os processos biogeográficos (Aquino & Colli, 2017), o efeito das mudanças climáticas (Taniwaki, Piggott, Ferraz, & Matthaei, 2017), diversidade funcional e filogenética (Leitão et al., 2018; Peres-Neto, 2004; Teresa & Casatti, 2017). Portanto, trata-se de uma importante avenida de pesquisa que deve ser explorada.

4.2. Viés na extensão da área de estudo

Embora os estudos com peixes de riachos tenham mostrado uma tendência no aumento da extensão de suas áreas de estudo, ainda existe a predominância de artigos com área de estudo relativamente pequena (menor do que 10 km) (Figura 3b). Considerando que a maior parte das variáveis que afetam a ecologia e biologia das espécies estão estruturadas espacialmente (Diniz-

Filho et al., 2016; Diniz-Filho, Bini, & Hawkins, 2003; Dormann et al., 2007). Assim, os estudos com pequenas áreas de extensão, podem estar explicando fenômenos que são resultados dessa estruturação, impedindo generalizações.

A existência de lacunas entre uso de novos conceitos teóricos e predominância de artigos com pequena área de estudo não é exclusiva da literatura científica de ecossistemas aquáticos de água doce no Brasil. A maioria dos estudos sobre ecossistemas de água doce no mundo foram construídos testando hipóteses clássicas ou que abrangem pequenas extensões em suas áreas de estudos (Stendera et al., 2012). Provavelmente, isso se deve ao fato que estudos em grandes escalas demandam uma maior quantidade de recursos e tempo para serem realizados. Cabe ainda destacar que estudos de história natural, mesmo que não tenha uma escala abrangente, são importantes para o preenchimento de importantes lacunas (*e.g.*, lacunas Eltoniana, Prestoniana e Raunkjeriana) presente em estudos com peixes de riachos. A padronização de protocolos de amostragens, a colaboração entre pesquisadores e o compartilhamento dos dados pelos autores pode ser uma medida importante para preencher essas lacunas. Além disso, permitirá que se testem questões que necessitam de uma escala geográfica maior para ser detectadas, contribuindo para um melhor conhecimento do padrão de distribuição de muitas espécies (lacuna Wallaceana).

4.3. *Distribuição dos artigos em relação às revistas*

Estudos com peixes de riachos foram publicados em um número diversificado de revistas. Entretanto, poucas revistas nacionais concentram a maior parte destes (Figura 5). As revistas brasileiras, de forma geral, têm baixo alcance internacional e apresentam baixo fator de impacto (Meneghini, 2010; Packer, 2011). Isto, por sua vez, reflete no baixo número de citações da maioria dos estudos com peixes de riachos produzidos no Brasil (Figura 6a). A baixa citação fica evidente quando analisamos a tabela 01 que mostra os estudos mais citados, os quais foram publicados em revistas internacionais. Uma explicação para esse baixo alcance é a predominância de estudos que testam questões locais (*e.g.*, compreender questões de história de vida) que limitam a publicação em revistas internacionais e de maior fator de impacto. Embora responder questões locais seja necessário (*e.g.*, criar estratégias de conservação de espécies endêmicas) elas despertam pouco interesse de uma audiência internacional de pesquisadores.

A colaboração entre pesquisadores é uma importante ferramenta para superar a barreira de alcance da literatura. Artigos com maior número de autores geralmente são publicados em revistas com alto fator de impacto e, conseqüentemente, são mais citados (Nabouh et al., 2015).

Os ictiologistas brasileiros têm dados alguns passos nesse sentido como podemos notar pelo aumento do número de autores por estudos ao longo dos anos. Outra forma de melhorar o alcance das publicações é a parceria com pesquisadores de instituições internacionais.

4.4. *Viés regional*

Estudos com peixes de riachos apresentaram uma assimetria na distribuição das publicações entre as regiões. Uma das possíveis explicações está no maior desenvolvimento econômico, e consequentemente maior poder de financiamento de suas agências de pesquisas, na região Centro-Sul do país (Azevedo et al., 2010). É importante destacar que a maioria dos pesquisadores, Centros de Pesquisa, Universidades, Programas de Pós-Graduação e estudantes estão concentrados nessa região (Nabout et al., 2012). Os Programas de Pós-Graduação e os Centros de Pesquisas são motores da produção da literatura científica brasileira (Borges, 2008; Leta et al., 1998; Martelli Jr, Martelli, Silva, Oliveira, & Oliveira, 2019). Outro fator relevante é a facilidade de acessos das áreas de estudos por estradas ou trilhas (Oliveira et al., 2016), o que é mais escasso em outras regiões (*e.g.*, áreas remotas da Amazônia). O fato do Brasil apresentar dimensões continentais, com diferentes biomas, grandes bacias hidrográficas com áreas de difícil acesso, contribuem para a existência de muitas áreas a serem exploradas. Diante disso é perceptível que as áreas mais próximas às universidades, aos centros de pesquisas ou Unidades de Conservação sejam as mais bem estudadas (Hopkins, 2007; Padilha & De Marco, 2018). Curiosamente as áreas mais estudadas também são aquelas mais impactadas criando um paradoxo, há falta do conhecimento onde ele é mais necessário.

4.5. *Lacunas de conhecimento: Bioma e bacias hidrográficas*

Publicações com peixes de riachos também apresentam uma assimetria quando analisamos a produção por biomas ou bacias hidrográficas. Algumas regiões apresentam uma grande lacuna de amostragem, como Caatinga, Pampa e Pantanal. Uma explicação desse padrão pode ser o fato de biomas tropicais não florestais mesmo apresentado uma grande diversidade de vertebrados comparada a ambientes florestais terem sido historicamente negligenciado por políticas públicas de conservação da biodiversidade (Overbeck *et al.*, 2007; Murphy *et al.*, 2016; Velazco *et al.*, 2019). Portanto, está clara a demanda por mais estudos sobre a ictiofauna dos riachos dessas regiões. Há ainda a necessidade do estabelecimento de inventários e protocolos padronizados, pensando em nível de biomas ou bacias (*e.g.*, PPBIO e rede ComCerrado) e que não priorize apenas unidades de conservação. A execução dessas agendas permitirá que conheçamos quais espécies que ocorrem nesses ecossistemas, suas distribuições, contribuindo para reduzirmos as lacunas Linneana e Wallacionaea (Bini et al., 2006; Hortal et

al., 2015). Mesmo a Mata Atlântica, o bioma mais bem estudado em diferentes grupos biológicos (*e.g.*, mamíferos, anfíbios, reptéis, aves), para os peixes a porção norte desse bioma é pouco estudada, a maioria dos estudos estão concentrados principalmente em sua porção sul (região Sudeste e Sul).

O fato do Cerrado ser considerado um *hotspot* de biodiversidade (Myers, Mittermeier, Mittermeier, Fonseca, & Kent, 2000) tem despertado o interesse de pesquisadores e órgãos de fomento a pesquisas, levando ao aumento no número de estudos para diversos grupos de organismos nesse bioma (Borges et al., 2014). Outro fator relevante para essa tendência é o aumento do número de universidades e pesquisadores na região (Cirani, Campanario, & Silva, 2015). Embora o Cerrado seja o segundo bioma com maior número de estudos também apresenta uma má distribuição dos estudos, enquanto sua região sul é mais bem estudada, a fauna aquática da porção norte é pouco conhecida. O Cerrado é atualmente o bioma mais pressionado pela expansão da fronteira agrícola (Gibbs et al., 2015; Strassburg et al., 2017), fazendo que muitas espécies dessa região corram o risco de desaparecer mesmo antes de serem conhecidas pela ciência. Diante disso, existe a demanda urgente de mais estudos nessa região do Cerrado para conhecer a fauna presente e estabelecer medidas protetivas.

As porções dos biomas e das bacias hidrográficas melhores estudadas estão situadas na região mais desenvolvida do país e próximas a grandes centros de pesquisas (programas de pós-graduação). Em uma visão geral, áreas (*e.g.*, biomas, bacias) com maior acessibilidades são as que apresentem melhor conhecimento sobre a diversidades (Oliveira et al., 2016). Fatores como esses ajudam a explicar esse padrão de distribuição dos estudos com peixes de riachos em relação aos biomas e as bacias hidrográficas encontrado em nosso estudo.

4.6. *Lacunas de conhecimento: campos de pesquisas*

Nossos resultados mostram que há a predominância de estudos nas áreas de ecologia, genética e sistemática, em relação às outras áreas. A ecologia abriga grande número de estudos ($n = 361$) e consequentemente grande número de objetivos ($n = 143$). Já as áreas de genética e sistemática, embora tenham muitos estudos, possuem poucos objetivos. As demais áreas apresentam poucos estudos e poucos objetivos (Figura S2). Embora exista o compartilhamento entre categorias de objetivos para alguns campos de pesquisa, de modo geral essa associação é fraca (Figura S3). Portanto, se faz necessário uma melhor integração entre os campos de pesquisas, por exemplo, tomadas de decisão como criação de UCs ou leis que protegem a biodiversidade (*e.g.*, espécies ameaçadas) exigem um conhecimento sólido das espécies presentes num determinado ecossistema (Thomson et al., 2018). Além disso, as interações entre

pesquisadores de diferentes campos de pesquisa são importantes para o surgimento de novas ideias. A colaboração entre pesquisadores pode ser benéfica, pois diminui custos de pesquisas, torna possível testar questões mais complexas e permite a realização de inventários a nível multi-taxa (Nabout, Carneiro, Borges, Machado, & Huszar, 2015).

4.7. *Viés preenchimento de lacunas*

Encontramos um viés no preenchimento das lacunas de conhecimento em estudos de peixes de riachos no Brasil. Algumas lacunas recebem maiores atenção de pesquisadores (Figura 8). Acreditamos que uma explicação plausível para esse viés seja a predominância da maioria dos estudos em regiões onde se tem um melhor conhecimento da ictiofauna (*e.g.*, região Sudeste e Sul). Em locais melhores amostrados, próximo aos grandes centros de pesquisas (Hopkins, 2007; Oliveira et al., 2016; Padilha & De Marco, 2018) esse esforço de coletas acaba tendo um efeito indireto no preenchimento de outras lacunas (Hortal et al., 2015; Hortal, Jiménez-Valverde, Gómez, Lobo, & Baselga, 2008; Oliveira et al., 2017). Outra possível explicação para esse padrão é o maior número de pesquisadores que tenham peixes de riachos como modelos em suas pesquisas trabalhando nessas áreas (*i.e.*, diferença em esforço amostral entre as áreas). Entretanto, o preenchimento de uma das mais importantes lacunas, a Linneana, que tem efeito sobre as outras demais lacunas (Hortal et al., 2015), continua sendo um desafio. Embora a taxa de descrição de novas espécies de peixes para os ecossistemas de água doce no Brasil tenha aumentado nos últimos anos (Reis et al., 2016), esse avanço ainda é pequeno para o estudo da ictiofauna dos riachos. Concluimos isso, ao observar que menos 10% dos estudos de riachos tinham como objetivo a descrição de novas espécies. Esse resultado como esse mostra que existem a necessidade de concentrar esforços na formação de novos taxonomistas como medida de minimizar essa lacuna.

Nós também não encontramos tendências no preenchimento de importantes lacunas como relacionadas ao conhecimento sobre interação entre as espécies (lacuna Eltoniana), dinâmica populacional das espécies ou populações (lacuna Prestoniana). A falta de conhecimentos sobre as interações e dinâmica populacional de espécies de peixes de águas doce não é um problema exclusivo do Brasil, esse conhecimento ainda continua sendo restrito a poucas regiões do planeta onde tem grandes centros de pesquisas (Hortal et al., 2015; Schemske, Mittelbach, Cornell, Sobel, & Roy, 2009).

4.8. *Direções futuras*

A busca para melhorar o conhecimento teórico, conceitos e a integração entre as diferentes áreas continua sendo uma questão crucial para compreender as dinâmicas que regem

as comunidades nesses pequenos corpos de água doce (Bini et al., 2006; Hortal et al., 2015). Há a necessidade de melhorar o conhecimento sobre a sistemática, a evolução e a biologia geral de espécies de peixes de riachos. A lacuna Linneana – devido ao fato de espécie representar a unidade básica dos estudos com organismos biológicos (Bini et al., 2006; Hortal et al., 2015), – é uma das mais importantes lacunas a ser resolvida, pois ela afeta todas as outras lacunas. O investimento na formação de taxonomistas, assim como fomento para coletas em áreas com deficiência em amostragem são fundamentais para minimizar a lacuna Linneana.

A falta desse conhecimento básico como o padrão de distribuição das espécies bem como quais espécies ocorrem em nossos riachos dificulta a eficiência de medidas de conservação. Além disso, essas lacunas acabam contribuindo para escassez de estudos como os de modelagem de espécies que testam, por exemplo, o efeito das mudanças climáticas sobre peixes de riachos. O cenário de mudanças climáticas já deve ser considerado no processo de tomada de decisão para conservação, pois áreas atualmente consideradas adequadas podem mudar em consequência dos efeitos da mudança climática vigentes (Alagador, Cerdeira, & Araújo, 2016).

Outra importante lacuna presente em estudos sobre peixes de riachos é a lacuna Raunkiariana, que representa falta de conhecimento sobre as características funcionais das espécies (Hortal et al., 2015). Peixes de riachos tem enfrentado várias ameaças, principalmente devido às atividades antrópicas, como a perda de habitat, a poluição e a invasão de espécies não nativas (Barletta et al., 2010; Reis et al., 2016). Diante dos desafios enfrentados pelo grande número de espécies de peixes presente em riachos neotropicais, o uso de traços funcionais é uma ferramenta importante, pois permite prever como as espécies, as populações e as comunidades funcionalmente semelhantes respondem as condições ambientais (Laughlin & Laughlin, 2013). Dessa forma, podemos prever o funcionamento das comunidades diante de distintos impactos como a invasão por espécies não nativas (Brym, Lake, Allen, & Ostling, 2011), tema ainda pouco explorado em estudos com peixes de riachos.

A ampliação e melhoria dos programas de monitoramento, a criação de novos grupos de pesquisas e o direcionamento para novas amostragens para áreas regiões subamostradas, a padronização dos protocolos de amostragem, devem facilitar a comparações entre regiões (bacias hidrográficas e biomas). O Brasil diferente de alguns países (*e.g.*, França, Estados Unidos e Canadá), só recentemente tem feito como algumas tentativas como a criação de órgãos para gerenciar e armazenar dados sobre sua diversidade biológico (*e.g.*, Portal da Biodiversidade e SISGEN), fator como esse tem dificultado a geração de dados padronizados com escalas espaciais e temporais abrangentes. Além disso, a maioria dos ictiólogos brasileiros

não disponibilizam na forma de material suplementar em seus artigos os dados e locais de amostragem de seus estudos, ou quando disponibilizam omitem informações importantes, mesmo que suas pesquisas sejam financiadas com recursos públicos. Outra importante questão que deve ser feita é a interligação e disponibilização de dados das coleções biológicas por meio de um repositório digital. Isso dificulta que questões importantes em escalas regionais (*e.g.*, modelo de distribuição de espécies, gradiente latitudinal e hipótese energética) sejam testadas, e não contribuem para reprodutibilidade e clareza na ciência. A construção de um banco de dados de organismos aquáticos de água doce, com escala espacial abrangente permitirá responder questões que mostram uma ampla visão, dos efeitos naturais e antropogênicos, sobre os peixes de riachos (Barletta et al., 2010; Olden, Jackson, & Peres-Neto, 2001; Reid et al., 2019) auxiliando no planejamento e implementação de estratégias de conservação.

5. CONCLUSÃO

Nossa revisão cienciométrica sobre peixes de riachos mostra que há ainda grandes lacunas em relação à área de extensão dos estudos, viés de publicação entre biomas e bacias hidrográficas. Para equacionar essas assimetrias, novos estudos devem ser direcionados para abranger escala espacial maiores e regiões menos amostradas. Acreditamos que a ampliação da escala espacial dos estudos, a melhor integração entre diversas áreas de estudos com peixes de riachos e o uso de objetivos claros que despertem interesse de pesquisadores internacionais de ecossistemas de água doce deverá elevar o nível e o impacto da pesquisa científica brasileira desses ambientes.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alagador D, Cerdeira JO, Araújo MB (2016) Climate change, species range shifts and dispersal corridors: an evaluation of spatial conservation models. *Methods Ecol Evol* 7:853–866. doi: 10.1111/2041-210X.12524
- Almeida RS, Cetra M (2016) Longitudinal gradient effects on the stream fish metacommunity. *Nat e Conserv* 14:112–119. doi: 10.1016/j.ncon.2016.10.001
- Alves DC, Minte-Vera CV (2013) Scientometric analysis of freshwater fisheries in Brazil: Repeating past errors? *Rev Fish Biol Fish* 23:113–126. doi: 10.1007/s11160-012-9282-6
- Amis MA, Rouget M, Lotter M, Day J (2009) Integrating freshwater and terrestrial priorities in conservation planning. *Biol Conserv* 142:2217–2226. doi: 10.1016/j.biocon.2009.04.021
- ANA (2015) Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras

- Aquino PPU, Colli GR (2017) Headwater captures and the phylogenetic structure of freshwater fish assemblages: a case study in central Brazil. *J Biogeogr* 44:207–216. doi: 10.1111/jbi.12870
- Aquino PPU, Schneider M, Silva MJM, et al (2009) Ictiofauna dos córregos do Parque Nacional de Brasília, bacia do Alto Rio Paraná, Distrito Federal, Brasil Central. *Biota Neotrop* 9:217–230. doi: 10.1590/S1676-06032009000100021
- Araújo NB, Tejerina-Garro FL (2009) Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotrop Ichthyol* 7:31–38. doi: 10.1590/S1679-62252009000100005
- Azevedo-Santos VM, Frederico RG, Fagundes CK, et al (2018) Protected areas: A focus on Brazilian freshwater biodiversity. *Divers Distrib*. doi: 10.1111/ddi.12871
- Azevedo PG, Mesquita FO, Young RJ (2010) Fishing for gaps in science: a bibliographic analysis of brazilian freshwater ichthyology from 1986 to 2005. *J Fish Biol* 76:2177–2193. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02668.x
- Barletta M, Jaureguizar AJ, Baigun C, et al (2010) Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *J Fish Biol* 76:2118–2176. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x
- Bini LM, Diniz-Filho JAF, Rangel TFLVB, et al (2006) Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Divers Distrib* 12:475–482. doi: 10.1111/j.1366-9516.2006.00286.x
- Borges PP, Oliveira KAF de A, Machado KB, et al (2014) Trends and gaps of the scientific literature on the Cerrado biome: a scientometric analysis. *Neotrop Biol Conserv* 10:2–8. doi: 10.4013/nbc.2015.101.01
- Borges SH (2008) A importância do ensino de pós-graduação na formação de recursos humanos para o estudo da biodiversidade no Brasil: um estudo de caso na ornitologia. *Biota Neotrop* 8:21–27. doi: 10.1590/S1676-06032008000100002
- BRASIL. Ministério da Educação. Análise sobre a expansão das universidades federais 2003 a 2012. Available at: <http://portal.mec.gov.br/>, accessed: 23 set. 2017
- Brym ZT, Lake JK, Allen D, Ostling A (2011) Plant functional traits suggest novel ecological strategy for an invasive shrub in an understorey woody plant community. *J Appl Ecol* 48:1098–1106. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02049.x
- Buckup P. A, Menezes N. A, Ghazzi MS (2007) Catálogo das espécies de peixes de água doce

- do Brasil. Museu Nacional, Rio de Janeiro
- Cade BS, Noon BR (2003) A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Front Ecol Environ* 1:412–420. doi: 10.1890/1540-9295(2003)001[0412:AGITQR]2.0.CO;2
- Cardoso P, Erwin TL, Borges PAV, New TR (2011) The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biol Conserv* 144:2647–2655. doi: 10.1016/j.biocon.2011.07.024
- Carneiro FM, Nabout JC, Bini LM (2008) Trends in the scientific literature on phytoplankton. *Limnology* 9:153–158. doi: 10.1007/s10201-008-0242-8
- Carvalho P, Diniz-Filho JAF, Bini LM (2005) The impact of Felsenstein’s “phylogenies and the comparative method” on evolutionary biology. *Scientometrics* 62:53–66. doi: 10.1007/s11192-005-0003-y
- Casatti L, Langeani F, Ferreira CP (2006) Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environ Manage* 38:974–982. doi: 10.1007/s00267-005-0212-4
- Castro RMC (1999) Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR (eds) *Ecologia de peixes de riachos*. Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, Brasil, pp 139–155
- Cirani CBS, Campanario MDA, Silva HHM (2015) A evolução do ensino da pós-graduação senso estrito no Brasil: análise exploratória e proposições para pesquisa. *Avaliação (Campinas)* 20:163–187. doi: 10.590/S1414-40772015000500011
- Collen B, Ram M, Zamin T, McRae L (2008) The tropical biodiversity data gap: addressing disparity in global monitoring. *Trop Conserv Sci* 1:75–88. doi: 10.1177/194008290800100202
- Cucherousset J, Olden JD (2011) Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries* 36:215–230. doi: 10.1080/03632415.2011.574578
- Dala-Corte RB, Becker FG, Melo AS (2017) The importance of metacommunity processes for long-term turnover of riffle-dwelling fish assemblages depends on spatial position within a dendritic network. *Can J Fish Aquat Sci* 74:101–115. doi: 10.1139/cjfas-2016-0049
- Dias LCP, Macedo MN, Costa MH, et al (2015) Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *J Hydrol Reg Stud* 4:108–122. doi: 10.1016/j.ejrh.2015.05.010

- Dias MS, Zuanon J, Couto TBA, et al (2016) Trends in studies of Brazilian stream fish assemblages. *Nat Conserv* 14:106–111. doi: 10.1016/j.ncon.2016.06.003
- Diniz-Filho JAF, Barbosa ACOF, Collevatti RG, et al (2016) Spatial autocorrelation analysis and ecological niche modelling allows inference of range dynamics driving the population genetic structure of a Neotropical savanna tree. *J Biogeogr* 43:167–177. doi: 10.1111/jbi.12622
- Diniz-Filho JAF, Bini LM, Hawkins BA (2003) Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Glob Ecol Biogeogr* 12:53–64. doi: 10.1046/j.1466-822X.2003.00322.x
- Diniz-Filho JAF, Loyola RD, Raia P, et al (2013) Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends Ecol Evol* 28:689–695. doi: 10.1016/j.tree.2013.09.003
- Dormann CF (2007) Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Glob Ecol Biogeogr* 16:129–138. doi: 10.1111/j.1466-8238.2006.00279.x
- Dudgeon D (2014) Threats to freshwater biodiversity in a changing world. In: *Global Environmental Change*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 243–253
- Dudgeon D (2008) *Tropical stream ecology*, 1st edn. Academic Press, Hong Kong
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, et al (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev* 81:163–182. doi: 10.1017/S1464793105006950
- Forneck SC, Dutra FM, Zacarkim CE, Cunico AM (2016) Invasion risks by non-native freshwater fishes due to aquaculture activity in a Neotropical stream. *Hydrobiologia*. doi: 10.1007/s10750-016-2699-5
- Frederico RG, De Marco P, Zuanon J (2014) Evaluating the use of macroscale variables as proxies for local aquatic variables and to model stream fish distributions. *Freshw Biol* 59:2303–2314. doi: 10.1111/fwb.12432
- Frederico RG, Zuanon J, De Marco P (2018) Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biol Conserv* 219:12–19. doi: 10.1016/j.biocon.2017.12.032
- Gibbs HK, Rausch L, Munger J, et al (2015) Brazil's soy moratorium. *Science* (80-) 347:377–378. doi: 10.1126/science.aaa0181
- Heino J (2011) A macroecological perspective of diversity patterns in the freshwater realm.

- Freshw Biol 56:1703–1722. doi: 10.1111/j.1365-2427.2011.02610.x
- Heino J, Grönroos M (2013) Does environmental heterogeneity affect species co-occurrence in ecological guilds across stream macroinvertebrate metacommunities? *Ecography* (Cop) 36:926–936. doi: 10.1111/j.1600-0587.2012.00057.x
- Heino J, Melo AS, Siqueira T, et al (2015) Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshw Biol* 60:845–869. doi: 10.1111/fwbi.12533
- Holmlund CM, Hammer M (1999) Ecosystem services generated by fish populations. *Ecol Econ* 29:253–268. doi: 10.1016/S0921-8009(99)00015-4
- Hood WW, Wilson CS (2001) The literature of bibliometrics , and informetrics scientometrics. *Scientometrics* 52:291–314. doi: 10.1023/A:101791992
- Hopkins MJG (2007) Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. *J Biogeogr* 34:1400–1411. doi: 10.1111/j.1365-2699.2007.01737.x
- Hortal J, de Bello F, Diniz-Filho JAF, et al (2015) Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 46:523–549. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400
- Hortal J, Jiménez-Valverde A, Gómez JF, et al (2008) Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos* 117:847–858. doi: 10.1111/j.0030-1299.2008.16434.x
- Jackson DA, Peres-Neto PR, Olden JD (2001) What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can J Fish Aquat Sci* 58:157–170. doi: 10.1139/cjfas-58-1-157
- Kadmon R, Farber O, Danin A (2004) Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. *Ecol Appl* 14:401–413. doi: 10.1890/02-5364
- Koenker R (2018) quantreg: quantile regression
- Koenker R, Bassett G (1978) Regression quantiles. *Econometrica* 46:33–50. doi: 10.2307/1913643
- Laughlin DC, Laughlin DE (2013) Advances in modeling trait-based plant community assembly. *Trends Plant Sci* 18:584–593. doi: 10.1016/j.tplants.2013.04.012
- Leal CG, Junqueira NT, Castro MA, et al (2014) Ichthyofaunal structure of Cerrado streams in Minas Gerais. In: Callisto M, Hughes RM, Lopes RM, Castro MA (eds) *Ecological*

- conditions in hydropower basins. Companhia Energética de Minas Gerais, Belo Horizonte, pp 101–126
- Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, et al (2018) Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography (Cop)* 41:219–232. doi: 10.1111/ecog.02845
- Leta J, Lannes D, De Meis L (1998) Human resources and scientific productivity in Brazil. *Scientometrics* 41:313–324. doi: 10.1007/BF02459048
- Lévêque C, Oberdorff T, Paugy D, et al (2008) Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:545–567. doi: 10.1007/s10750-007-9034-0
- Li J, Wang MH, Ho YS (2011) Trends in research on global climate change: A science citation index expanded-based analysis. *Glob Planet Change* 77:13–20. doi: 10.1016/j.gloplacha.2011.02.005
- Lobo JM, Baselga A, Hortal J, et al (2007) How does the knowledge about the spatial distribution of Iberian dung beetle species accumulate over time? *Divers Distrib* 13:772–780. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00383.x
- Loiselle BA, Jørgensen PM, Consiglio T, et al (2007) Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *J Biogeogr* 35:070908043732003-??? doi: 10.1111/j.1365-2699.2007.01779.x
- Macedo MN, Coe MT, DeFries R, et al (2013) Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 368:20120153–20120153. doi: 10.1098/rstb.2012.0153
- Martelli Jr, H., Martelli, D. R., Silva, A. C. S., Oliveira, M. C. L., & Oliveira, E. A. (2019). Brazil's endangered postgraduate system. *Science*, 363(6424), 240.1-240. <https://doi.org/10.1126/science.aav9015>
- MEC (2014) Balanço Social Sesi 2003 – 2014. In: Ministério da Educ. <http://portal.mec.gov.br/sesu-secretaria-de-educacao-superior/arquivos>
- Meier R, Dikow T (2004) Significance of specimen databases from taxonomic revisions for estimating and mapping the global species diversity of invertebrates and repatriating reliable specimen data. *Conserv Biol* 18:478–488. doi: 10.1111/j.1523-1739.2004.00233.x
- Meneghini R (2010) Publication in a Brazilian journal by Brazilian scientists whose papers have international impact. *Brazilian J Med Biol Res* 43:812–815. doi: 10.1590/S0100-879X2010007500073

- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–8. doi: 10.1038/35002501
- Nabout JC, Carneiro FM, Borges PP, et al (2015a) Brazilian scientific production on phytoplankton studies: national determinants and international comparisons. *Brazilian J Biol* 75:216–223. doi: 10.1590/1519-6984.11713
- Nabout JC, Carvalho P, Prado MU, et al (2012) Trends and biases in global climate change literature. *Nat Conserv* 10:45–51. doi: 10.4322/natcon.2012.008
- Nabout JC, Parreira MR, Teresa FB, et al (2015b) Publish (in a group) or perish (alone): the trend from single- to multi-authorship in biological papers. *Scientometrics* 102:357–364. doi: 10.1007/s11192-014-1385-5
- Nogueira C, Buckup PA, Menezes NA, et al (2010) Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. *PLoS One* 5:e11390. doi: 10.1371/journal.pone.0011390
- Oliveira U, Paglia AP, Brescovit AD, et al (2016) The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Divers Distrib* 22:1232–1244. doi: 10.1111/ddi.12489
- Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP, et al (2017) Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Nature* 7:9141. doi: 10.1038/s41598-017-08707-2
- Packer AL (2011) Os periódicos brasileiros e a comunicação da pesquisa nacional. *Rev USP* 26–61. doi: 10.11606/issn.2316-9036.v0i89p26-61
- Padilha DL, De Marco Júnior P (2018) A gap in the woods: wood density knowledge as impediment to develop sustainable use in Atlantic Forest. *For Ecol Manage* 424:448–457. doi: 10.1016/j.foreco.2018.05.012
- Peres-Neto PR (2004) Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. *Oecologia* 140:352–360. doi: 10.1007/s00442-004-1578-3
- Perkin JS, Gido KB (2012) Fragmentation alters stream fish community structure in dendritic ecological networks. *Ecol Appl* 22:2176–2187. doi: 10.1890/12-0318.1
- Poff NL, Allan JD (1995) Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76:606–627. doi: 10.2307/1941217
- Pusey BJ, Arthington AH (2003) Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. *Mar Freshw Res* 54:1–16. doi:

10.1071/MF02041

- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Available at: <https://www.r-project.org/>
- Reis RE, Albert JS, Di Dario F, et al (2016) Fish biodiversity and conservation in South America. *J Fish Biol* 89:12–47. doi: 10.1111/jfb.13016
- Relyea RA (2005) The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecol Appl* 15:618–627. doi: 10.1890/03-5342
- Rousseau R (1998) Evenness as a descriptive parameter for department or faculty evaluation studies. In: Smet E (ed) *Werkgemeenschap Informatiewetenschap*. Informatiewetenschap, Antwerp, Belgium, pp 135–145
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, et al (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* (80-) 287:1770–1774. doi: 10.1126/science.287.5459.1770
- Saunders DL, Meeuwig J. J, Vincent ACJ (2002) Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conserv Biol* 16:30–41. doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.99562.x
- Schemske DW, Mittelbach GG, Cornell H V., et al (2009) Is there a latitudinal gradient in the importance of biotic interactions? *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40:245–269. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173430
- Schlosser IJ (1982) Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecol Monogr* 52:395–414. doi: 10.2307/2937352
- Siqueira CC, Rocha CFD (2017) Brazil's public universities in crisis. *Science* (80-) 356:812.2-812. doi: 10.1126/science.aan2527
- Sousa-Baena MS, Garcia LC, Peterson AT (2014) Completeness of digital accessible knowledge of the plants of Brazil and priorities for survey and inventory. *Divers Distrib* 20:369–381. doi: 10.1111/ddi.12136
- Stendera S, Adrian R, Bonada N, et al (2012) Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: A review. *Hydrobiologia* 696:1–28. doi: 10.1007/s10750-012-1183-0
- Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R, et al (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat Ecol Evol* 1:0099. doi: 10.1038/s41559-017-0099
- Strayer DL, Dudgeon D (2010) Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *J North Am Benthol Soc* 29:344–358. doi: 10.1899/08-171.1

- Taniwaki RH, Piggott JJ, Ferraz SFB, Matthaei CD (2017) Climate change and multiple stressors in small tropical streams. *Hydrobiologia* 793:41–53. doi: 10.1007/s10750-016-2907-3
- Teresa FB, Casatti L (2012) Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecol Freshw Fish* 21:433–442. doi: 10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x
- Teresa FB, Casatti L (2017) Trait-based metrics as bioindicators: Responses of stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. *Ecol Indic* 75:249–258. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.12.041
- Thomson SA, Pyle RL, Ahyong ST, et al (2018) Taxonomy based on science is necessary for global conservation. *PLOS Biol* 16:e2005075. doi: 10.1371/journal.pbio.2005075
- Uriarte M, Yackulic CB, Lim Y, Arce-Nazario JA (2011) Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. *Landsc Ecol* 26:1151–1164. doi: 10.1007/s10980-011-9642-y
- Vari RP, Ferraris Jr. CJ, Pinna MCC (2005) The Neotropical whale catfishes (Siluriformes: Cetopsidae: Cetopsinae), a revisionary study. *Neotrop Ichthyol* 3:127–238. doi: 10.1590/S1679-62252005000200001
- Wickham H (2009) *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer New York, New York, NY
- Winemiller KO, Agostinho AA, Caramaschi ÉP (2008) Fish ecology in tropical streams. In: Dudgeon D (ed) *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, San Diego, pp 107–III

7. APÊNDICES

Tabela S1. Descrição de como classificamos os estudos de acordo com o campo de pesquisa.

Tipo de estudo	Descrição
Comportamental	Estudos que descrevem o comportamento dos indivíduos ou das espécies
Conservação	Estudos que descreve o status de conservação das espécies ou visam medidas a serem tomadas para a conservação das espécies
Ecológico	Estudos que envolve abordagem de teoria; modelagem de espécies, macroecologia, relação interespecífica/intraespecífica
Evolução	Estudos que abordam especiação de espécies, evolução convergente, capacidade de adaptação das espécies, resposta evolutiva da presa em relação ao predador.
Fisiologia	Estudos que abordam respostas fisiologias dos organismos ao stress, drogas, patógenos, poluição.
Genética	Estudos relacionados a descrição da estrutura genética das espécies; populações ou comunidades.
Morfologia	Estudo que descrevem as estruturas relacionadas a forma corporal dos indivíduos ou espécies.
Parasitologia	Estudos que abordam questão de parasitismo, infestação por parasitas, relação entre parasitas hospedeiros
Sistemático	Estudo que abordam a descrição ou redescricao de espécies, chaves de identificação.
Toxicologia	Estudos que mostram efeitos toxicológicos de pesticidas, poluição por despejo de esgoto doméstico e industrial, uso de fertilizantes pela agricultura



Figura S1. Tendência temporal na diversidade (H') de categorias de objetivos presentes em artigos sobre de peixes de riachos entre 1982 a 2017.

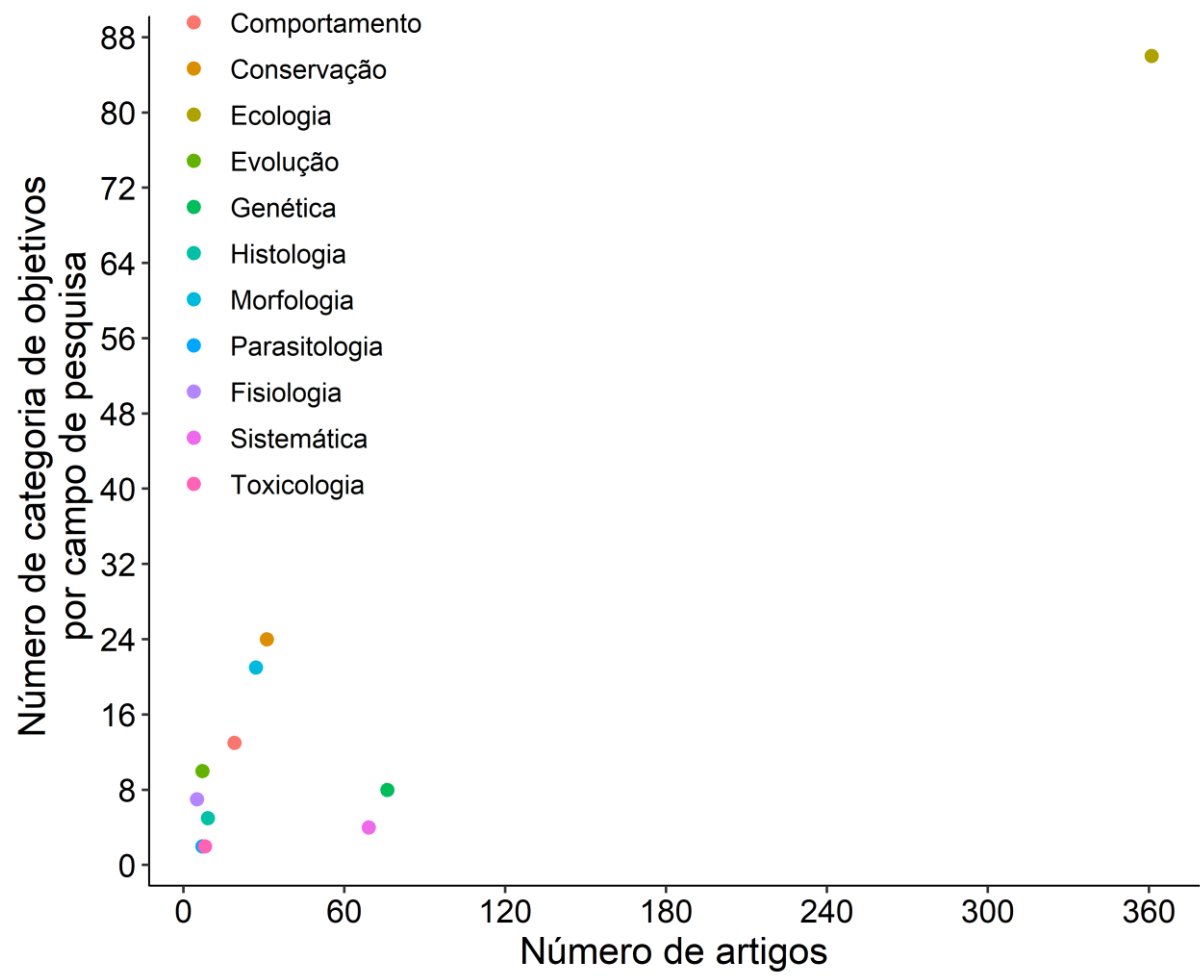


Figura S2. Padrão de distribuição das áreas de estudos em relação número de objetivos e o número de artigos publicados.

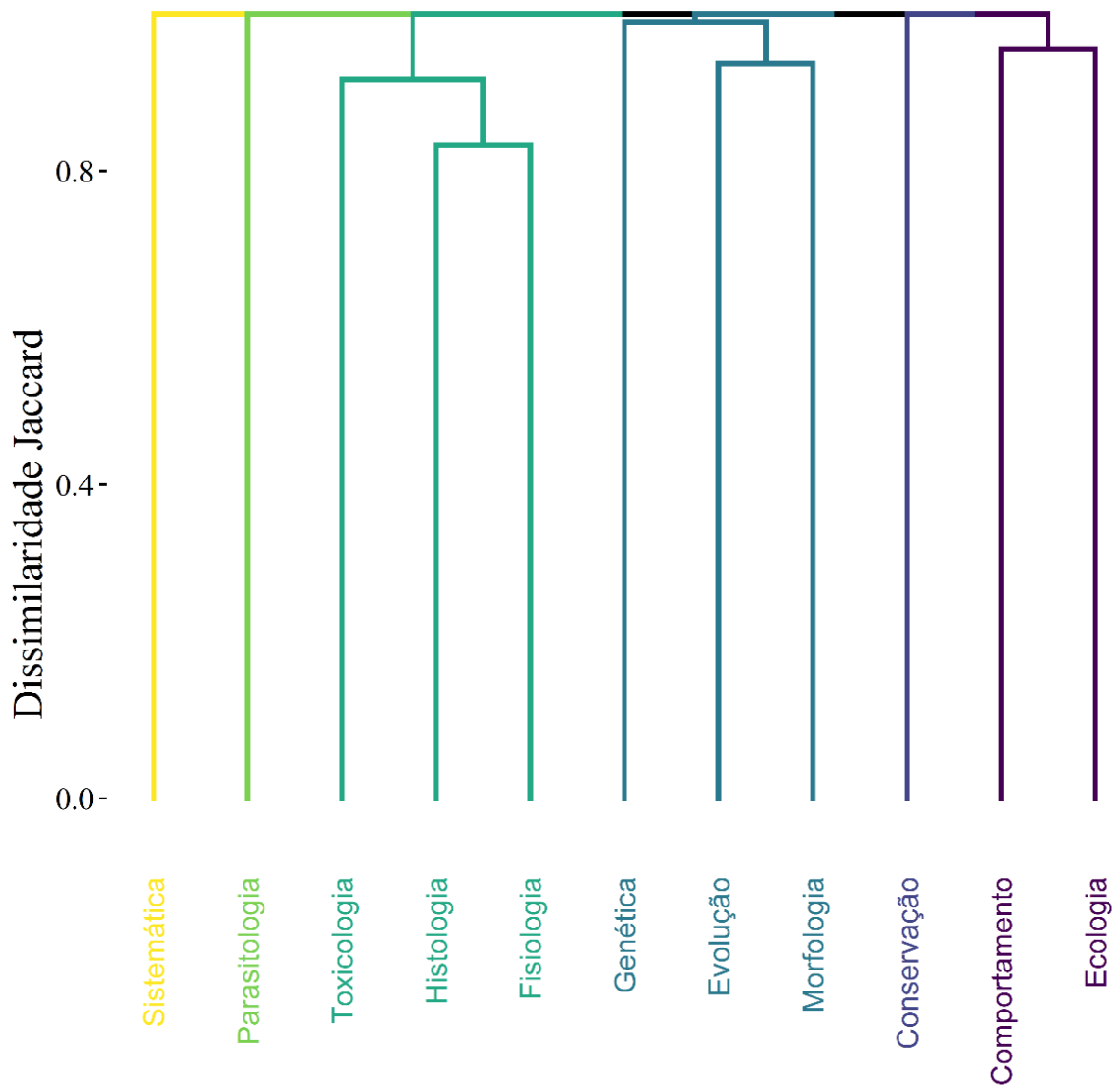


Figura S3. Dendrograma construído pelo método do vizinho mais distante (Completo) mostrando a relação entre as áreas de estudos presente nos artigos sobre peixes de riachos entre 1982 a 2017.

CAPÍTULO 2 – VARIÁVEIS AMBIENTAIS LOCAIS SÃO MELHORES PREDITORES DOS PADRÕES DE DIVERSIDADE BETA EM COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS DO CERRADO

A ser submetido para publicação no periódico: *Freshwater Biology*

RESUMO

Entender os padrões que governam a estruturação das comunidades tem sido um dos temas centrais em estudos ecológicos. A organização hierárquica de riachos em redes de drenagens, faz que suas características físicoquímicas, estruturais e as comunidades biológicas associadas sejam influenciadas pelas propriedades da paisagem do entorno, torna estes sistemas bons modelos para estudos em ecologia. Diante disso, nosso objetivo foi avaliar a influência de diferentes conjuntos de variáveis sobre os componentes da diversidade beta em comunidades de peixes de riachos do Cerrado. Para tanto, buscamos responder as seguintes questões: (i) Como os componentes da diversidade beta, de mudança de composição e de aninhamento são influenciados pelo uso do solo nas microbacias? (ii) Variáveis ambientais locais são melhores preditoras da variação da diversidade beta do que variáveis regionais ou espaciais? (iii) Quais são as variáveis que melhor predizem a variação da diversidade beta? Mostramos que variáveis ambientais locais foram os principais mecanismos responsáveis pelos padrões de variação nos componentes da diversidade beta. Enquanto variáveis espaciais e variáveis regionais são consideradas mecanismos complementares da variação dos padrões de diversidade beta. Os processos ambientais foram os fatores predominantes para explicar os padrões de variações das comunidades de peixes de riachos de ambientes savânicos em relação aos processos de dispersão. A grande diversidade e número de espécies exclusivas presentes nas sub-bacias mostra a necessidade de concentrar esforços de conservação focado em manter a variedade de habitats, a fim de permitir a manutenção da diversidade regional.

Palavras-chave: biodiversidade, filtros ambientais, peixes neotropicais, riachos de cabeceira, uso da terra.

ABSTRACT

Understanding the patterns that govern communities has been one of the themes central in ecological studies. The streams are organized in hierarchical dendritic networks, the physical-chemical feature of water, the structural characteristics of habitat and their communities, are influenced by the surrounding landscape. These characteristics make streams good models for ecology studies. Our aim was to assess the effects of different sets of variables on the beta diversity components in fish communities of stream of the Cerrado. We seek to answer the following questions. (i) How are the turnover and nestedness components of beta diversity influenced by land use in catchments? (ii) Are local environmental variables the best predictors of the beta diversity patterns? (iii) What are the variables best that predict beta diversity patterns? Our results showed that local environmental variables were the main variables responsible for the variation patterns in the beta diversity components. While spatial variables and regional variables are considered complementary mechanisms of variation in beta diversity patterns. We supposed that environmental process is main force to organize the communities of stream fishes in savanna environments. The high species diversity and number of exclusive species in each watershed demand to preserve the variety of habitats to maintain regional diversity.

Keywords: biodiversity, environmental filters, headwaters, land-use, neotropical fishes.

1. INTRODUÇÃO

Alteração da paisagem é a principal causa de mudanças ambientais em escala global (Newbold *et al.*, 2015; Song *et al.*, 2018). Por isso, a conversão de áreas naturais para uso humano (*e.g.*, agricultura, pastagens, mineração e construção de cidades) afetam profundamente o funcionamento dos ecossistemas naturais (DeFries, Foley & Asner, 2004; Foley, 2005; Song *et al.*, 2018). Essas mudanças no uso do solo são as principais causas da perda de espécies (Newbold *et al.*, 2015) e os prognósticos indicam que aproximadamente 1700 espécies de vertebrados terrestres (8,76% do total) podem ser extintas até 2070, devido à conversão de áreas naturais para prática agrícolas (Powers & Jetz, 2019).

A maior diversidade de espécies do planeta está localizada nos ecossistemas tropicais. Infelizmente, esses mesmos ecossistemas são os mais pressionados pela conversão de áreas naturais para práticas agrícolas (Sala *et al.*, 2000; Gibbs *et al.*, 2010; Gibson *et al.*, 2011; Laurance, Sayer & Cassman, 2014). Os efeitos negativos da mudança do uso do solo não são restritos somente aos ecossistemas terrestres. Estes influenciam diretamente os ecossistemas aquáticos adjacentes (Cummins, 1974; Vörösmarty *et al.*, 2010; Dias *et al.*, 2015). Dessa forma, o aumento da pressão antrópica sobre os ecossistemas aquáticos de água doce faz com que a esses ecossistemas estejam associadas as maiores taxas de extinção de espécies dentre todos os ecossistemas naturais do planeta (Sala *et al.*, 2000; Dudgeon *et al.*, 2006; Reid *et al.*, 2019). Aumentos no uso de fertilizantes e pesticidas por atividades agrícolas são responsáveis por uma série de impactos aos ecossistemas terrestres e aquáticos como: a eutrofização de regiões estuarinas, das águas superficiais (*e.g.*, riachos, lagos e rios), a contaminação do solo, a contaminação do lençol freático e mudanças na composição das comunidades (Tilman *et al.*, 2001; Petsch, 2016; Reid *et al.*, 2019).

Os efeitos das mudanças no uso do solo sobre os ecossistemas aquáticos são complexos, dependem da escala analisada e podem variar no espaço e no tempo (Allan, Erickson & Fay, 1997). Por exemplo, a remoção da vegetação nativa dentro de uma microbacia para prática de agricultura está associada ao aumento do carreamento de sedimentos e nutrientes nos riachos (Roth, Allan & Erickson, 1996; Allan *et al.*, 1997; Tilman *et al.*, 2001; Burdon, McIntosh & Harding, 2013). A entrada de sedimentos provoca a perda de profundidade e homogeneização do substrato, reduzindo a complexidade dos habitats e áreas de reprodução para muitas espécies bentônicas (Berkman & Rabeni, 1987; Schlosser, 1991; Rabeni & Smale, 1995). Adicionalmente, a interação entre a entrada de sedimentos e nutrientes pode alterar a dinâmica do fluxo energético (*e.g.*, aumento da produtividade primária) (Gregory *et al.*, 1991; Bunn,

Davies & Mosisch, 1999) e modificar a estrutura trófica das comunidades. Já em uma escala mais local, a remoção da vegetação aumenta a entrada de luz e como consequência disso há um aumento da produtividade primária que pode favorecer espécies que se alimentam de perifíton (Bojsen & Barriga, 2002, Zeni & Casatti, 2013).

Estudos têm mostrado que a remoção da vegetação nativa para atividades agrícolas – seja na escala da vegetação ripária ou da microbacia - afeta negativamente a diversidade taxonômica e funcional das comunidades peixes (Bojsen & Barriga, 2002; Wang *et al.*, 2003; Teresa & Casatti, 2012; Dala-Corte *et al.*, 2016). Por exemplo, na escala da bacia a entrada de sedimentos está associada a redução da riqueza de espécies de peixes (Schlosser, 1991; Wang *et al.*, 1997, 2003). Ao mesmo tempo na escala da vegetação ripária (*i.e.*, faixa de vegetação imediatamente ao curso da água) a remoção da vegetação nativa reduz a entrada de material alóctone (*e.g.*, banco de folhiço, frutos, sementes e insetos terrestres) o que estão associados à redução da riqueza taxonômica e diversidade funcional das comunidades de peixes (Casatti *et al.*, 2015).

A remoção da vegetação ripária pode ainda aumentar a erosão dos barrancos, levando a homogeneização do substrato com perda de micro-habitats, diminuição na riqueza de espécies e consequentemente perdas de guildas tróficas (Teresa & Casatti, 2012). Por exemplo, os peixes piscívoros nos riachos são encontrados preferencialmente nos habitats de poções, com o assoreamento dos poções se perde o habitat dessas espécies e os serviços a elas associados (controle *top-down*, Schlosser, 1982, 1991). Por outro lado, a remoção da vegetação ripária pode beneficiar positivamente algumas espécies como as generalistas que são tolerantes aos distúrbios ambientais (Casatti, Ferreira & Carvalho, 2009a; Teresa & Casatti, 2012).

Sabemos que os riachos estão organizados em sistema de redes dendríticas estruturadas de maneira hierárquica (Frissell *et al.*, 1986; Benda *et al.*, 2004; Altermatt, 2013; Vitorino Júnior *et al.*, 2016). Portanto, é esperado que as características estruturais dos riachos, bem com as comunidades a eles associadas, sejam influenciadas pela paisagem ao entorno dessa rede fluvial e pelas atividades dentro da bacia (Schlosser, 1991). Estudos prévios que avaliam os efeitos da mudança no uso do solo em múltiplas escalas espaciais sobre a estrutura das comunidades de peixes têm mostrados resultados divergentes. Alguns desses estudos mostraram que a riqueza de espécie de peixes é maior em microbacias, dentro de zonas ripárias com maior porcentagem de cobertura vegetal nativa (Roth *et al.*, 1996; Allan *et al.*, 1997; Roa-Fuentes & Casatti, 2017; Barbosa *et al.*, 2019). Por outro lado, alguns estudos mostraram que variáveis ambientais locais e a cobertura vegetal dentro da zona ripária são melhores preditoras da variação das comunidades de peixes que variáveis de uso do solo na microbacia (Fitzpatrick

et al., 2001; Roa-Fuentes & Casatti, 2017; Montag *et al.*, 2018). Esses resultados contrastantes sugerem que essa ainda é uma questão não resolvida. Os riachos no Bioma Cerrado são bons modelos para testar questões como essas, pois o Cerrado tem passado por uma rápida conversão da vegetação nativa para atividades agrícolas (Strassburg *et al.*, 2017; Velazco *et al.* 2019). Assim como outros ambientes não florestais, o cerrado tem sido negligenciado por políticas públicas de conservação da biodiversidade (Overbeck *et al.*, 2007; Velazco *et al.*, 2019). Portanto, há necessidade de se elucidar a importância relativa do uso do solo na microbacia e dos fatores locais sobre a riqueza e os padrões de diversidade beta em peixes de riachos do Cerrado.

Os padrões de variação na composição de espécies ou de distribuição da abundância específica entre comunidades (diversidade beta, Legendre & De Cáceres 2013) são resultados de processos que operam em múltiplas escalas espaciais e temporais (Gaston, 2000; Leibold *et al.*, 2004; Cottenie, 2005; Anderson, Ellingsen & McArdle, 2006; Segre *et al.*, 2014). A interação entre os fatores ambientais, a capacidade de dispersão das espécies e a extensão da área de estudo são os principais mecanismos responsáveis pelos padrões dissimilaridade entre as comunidades (Heino, Melo & Bini, 2015a; Peláez & Pavanelli, 2019). Desvendar alguns desses mecanismos permitirá compreender como ocorrem essas mudanças na composição das espécies das comunidades de uma escala local para regional (Poff, 1997; Heino *et al.*, 2007). Uma das formas de investigar a mudança na composição de espécies na paisagem é determinar o particionamento da diversidade beta em dois componentes de dissimilaridade entre as comunidades (Baselga, 2010): (i) O componente substituição de espécies em que a dissimilaridade é resultado da substituição ou rotatividade de espécies entre os locais (Baselga, 2010; Legendre, 2014; Baselga & Leprieur, 2015); (ii) o componente de aninhamento em que a dissimilaridade ocorre quando os locais com menor riqueza são subconjuntos de locais mais ricos (Baselga, 2010; Legendre, 2014; Baselga & Leprieur, 2015). A junção desses componentes reflete a dissimilaridade total (diversidade beta total) entre as comunidades. A contribuição de cada componente pode ser diferente em resposta a processos ecológicos que estruturam comunidades (Baselga, 2010; Brendonck *et al.*, 2015; Tonkin *et al.*, 2016).

Alteração da paisagem para a prática agrícola pode mudar a composição das espécies fazendo com que haja uma predominância de espécies comuns (Casatti *et al.*, 2009a; Teresa & Casatti, 2012; Gossner *et al.*, 2016) e perda de espécies raras. Essa homogeneização das comunidades pode contribuir com baixos valores de diversidade beta taxonômica (Olden & Poff, 2003; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013; Petsch, 2016; Mori, Isbell & Seidl, 2018) e resultar em comunidades com componentes de dissimilaridade do tipo aninhada (Baeten *et al.*, 2012).

Por outro lado, mesmo comunidades presentes em locais alterados por mudanças no uso do solo podem apresentar valores de substituição de espécies altos, quando os processos de dispersão são mais importantes (Dobrovolski *et al.*, 2012; Hawkins *et al.*, 2015; Gianuca *et al.*, 2017; Jamoneau *et al.*, 2018). Ainda, os efeitos da mudança do uso do solo nos padrões de diversidade beta, podem variar em função das condições ecológicas iniciais, da magnitude do distúrbio ambientais, da capacidade de dispersão entre os habitats e a prevalência de eventos estocásticos (Al-Shami *et al.*, 2013; Heino *et al.*, 2013; Hawkins *et al.*, 2015; Zbinden & Matthews, 2017). Esses efeitos integrados das mudanças no ambiente em distintas escalas espaciais e das respostas diferenciadas das espécies as alterações ambientais apresentam um grande desafio ao entendimento do papel da ação humana sobre a diversidade e aos padrões de ocorrência e distribuição das espécies de peixes no Cerrado.

Diante disso, nesse estudo queremos responder as seguintes perguntas (i) Como os componentes de substituição de espécies e aninhamento da diversidade beta em comunidades de peixes de riachos são influenciados pelo uso do solo nas microbacias? (ii) Variáveis ambientais locais são melhores preditoras da variação na diversidade beta? (iii) Quais são as variáveis que melhores predizem os padrões de diversidades beta? Nossas hipóteses são que (i) as comunidades de peixes de riachos em ambientes savânicos sejam estruturadas principalmente por fatores ambientais e por processos de dispersão, considerando que riachos estão organizados em uma estrutura de redes hierárquica de drenagem é esperado que as comunidades a eles associados sejam influenciadas pelos filtros ambientais e pela dinâmica de dispersão entre os riachos; e (ii) microbacias que apresentam menor porcentagem de cobertura por vegetação nativa contribuem com menores valores de diversidade beta, consequência da homogeneização das comunidades de peixes dos riachos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Nós amostramos 59 trechos de riachos de 1ª a 4ª ordem (Escala 1:10000 IBGE) de acordo com a classificação de Strahler (1957) nas sub-bacias do médio Rio das Mortes e alto Rio Araguaia, pertencentes ao sistema Tocantins – Araguaia (Figura 1). A lista com as localizações geográficas dos pontos amostrados está disponível no material suplementar (Tabela S1). Essas sub-bacias estão situadas sobre rochas de formação geológicas antigas das eras Paleozóicas e Mesozóicas (Aquino, Latrubesse & Souza-Filho, 2009). A área de estudo tem solos principalmente dos tipos *latossolo*, *argissolos* e *neossolos* que apresentam alta capacidade erosiva após a retirada da cobertura vegetal (Barreto *et al.*, 2013; Hunke *et al.*,

2015). O clima da região é do tipo Aw de acordo com a classificação Köppen (Alvares *et al.*, 2013) com a presença de dois períodos (i) de outubro a abril chuvoso (média $\pm$ DP = 1301,11 $\pm$ 528,45 mm) e quente (média $\pm$ DP = 26,2 $\pm$ 1,06 °C) e (ii) de maio a setembro seco com baixa precipitação (média $\pm$ DP = 116,97 $\pm$ 15,96 mm) e temperatura mais amena (média $\pm$ DP = 24,2 $\pm$ 1,93 °C) (INMET 1979 a 2017).

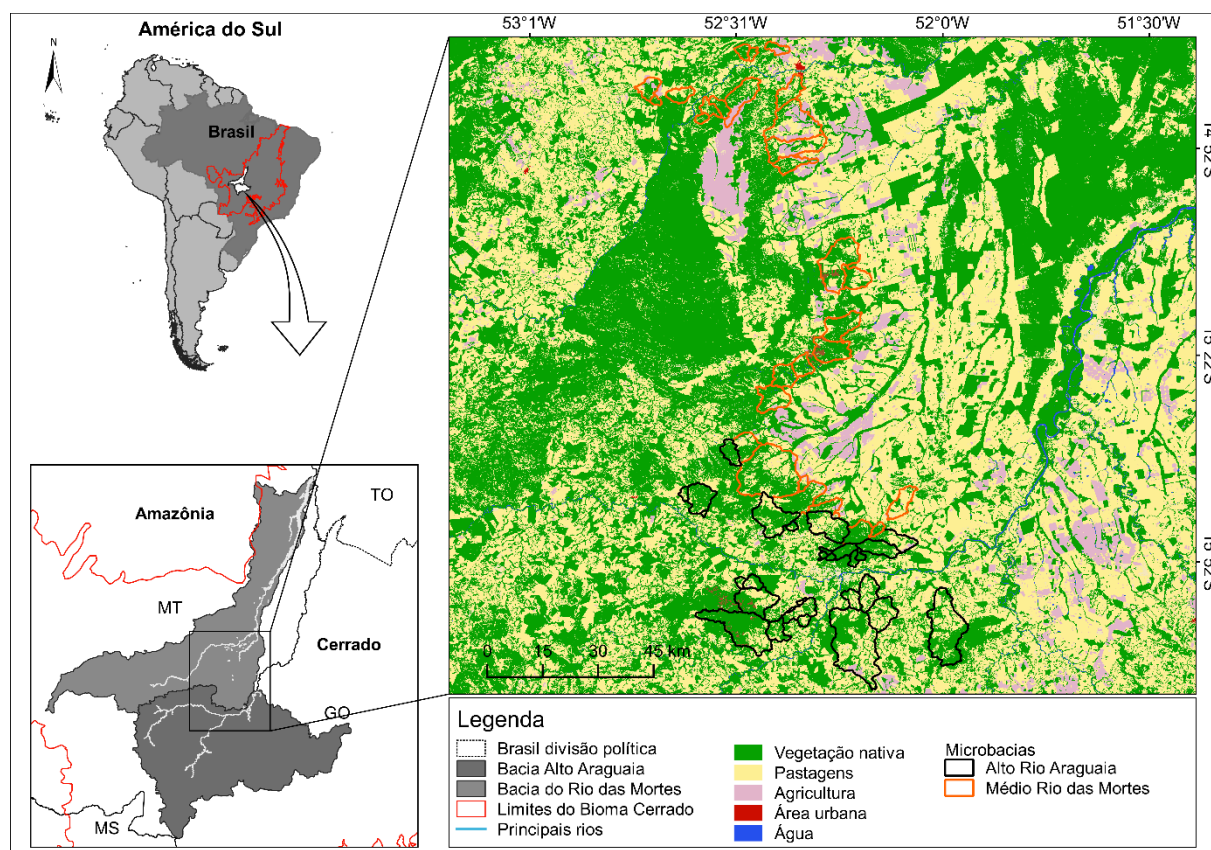


Figura 1. Localização das microbacias estudadas em duas sub-bacias alto Rio Araguaia ($n = 30$) e médio Rio das Mortes ($n = 29$), na zona de transição Cerrado-Amazônia. Em segundo plano é mostrado as principais atividades de uso do solo presente nas microbacias referente ao ano de 2017 (www.mapbiomas.org/pages/downloads; MapBiomas, 2018). Construímos a figura da área de estudo utilizando o QGIS 3.4 (QGIS Development Team, 2018).

A área de estudo está inserida dentro do bioma Cerrado (Ribeiro & Valter, 2008), na zona de transição Cerrado e Amazônia. A paisagem dessa região vem sofrendo modificações desde o surgimento das pequenas vilas de garimpeiros no início do século XX. A partir da década de 40, com o programa de ocupação do governo conhecido como marcha para o Oeste, houve um aumento expressivo na população para a região. Posteriormente, com a expansão da fronteira agrícola no Cerrado na década de 70, a mudança do uso do solo tem sido mais intensa na região (Coe *et al.*, 2011; Latrubesse *et al.*, 2019). A vegetação nativa tem dado lugar a

pastagens não nativa (*e.g.*, *Brachiara* spp.) e para prática de atividades agrícolas (Sano *et al.*, 2010). Os trechos amostrados apresentam um gradiente de perturbação antrópica com microbacias conservadas a microbacias impactadas (Tabela S2).

2.2. Coleta de dados

2.2.1. Variáveis regionais

Geramos os limites da área de drenagem para cada microbacia acima do ponto de coleta (Figura 2) e a rede de drenagem a partir de um modelo digital de elevação (MDE, com resolução espacial de 30 metros) disponível gratuitamente no site do INPE (TopoData; www.webmapit.com.br/inpe/topodata/).

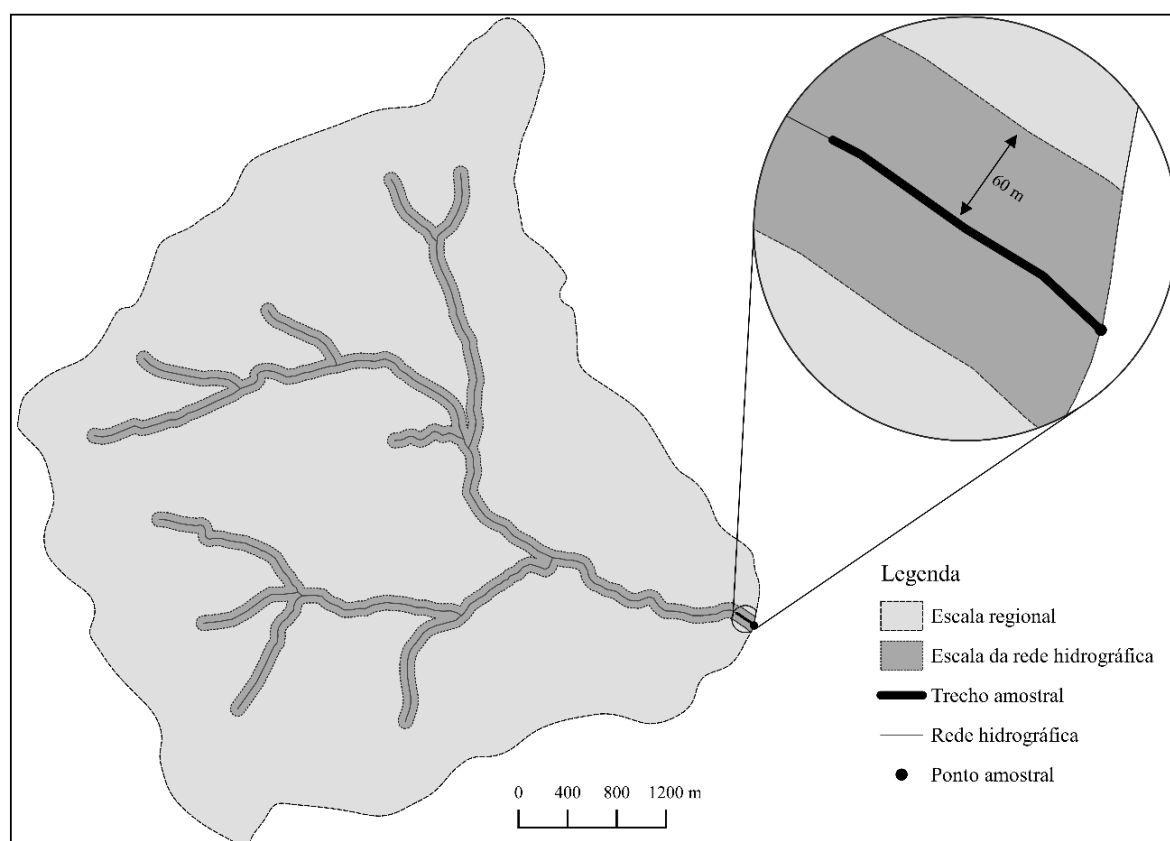


Figura 2. Esquema mostrando as três diferentes escalas utilizadas nas análises de uso da paisagem. “Escala regional” compreende o uso do solo dentro da microbacia e dentro de um buffer de 60 m para ambas as margens ao longo da rede de drenagem acima do ponto amostral; “escala local” corresponde as variáveis ambientais medidas no trecho onde os peixes foram coletados.

Os dados de MDE disponíveis no TopoData já passou pelo tratamento de preenchimento de vazios e são derivados a partir de interpolação dos dados originais de SRTM (*Shuttle Radar*

Topography Mission, cenas com resolução de 90 m, disponibilizados pelo USGS). Para gerar as redes de drenagens e as microbacias acima do ponto de coleta utilizamos, respectivamente, as funções *r.stream.extract* e *r.water.outlet* disponível no GRASS GIS 7.6 (GRASS Development Team, 2019).

Extraímos as informações de uso e cobertura do solo correspondente ao ano de coleta dos peixes para escala da microbacia e rede hidrográfica (Figura 2) da base de dados MapBiomas (www.mapbiomas.org/pages/downloads; MapBiomas, 2018) com auxílio da função *ClassStat* do pacote SDMTTools (VanDerWal *et al.*, 2014). Seleccionamos um total de oito variáveis para escala da microbacia: (i) a inclinação média, (ii) a área de drenagem acima do ponto de coleta (km²), (iii) a proporção de cobertura vegetal nativa, (iv) a proporção de pastagens, (v) a proporção de lavouras, (vi) a temperatura média anual (*temp_catc*), (vii) a precipitação média anual (*pp_cat*) e (viii) a variação da precipitação anual (*pp_cat*). Extraímos as variáveis *temp_catc*, *pp_cat* e *pp_cat* da base de dados do Wordclim (www.worldclim.org/version2; Fick & Hijmans, 2017) a partir de raster de alta resolução espacial (30 segundos ~ 1 km²). Para escala da vegetação ripária, mensuramos as seguintes variáveis: (i) a proporção de cobertura vegetal nativa, (ii) a proporção de lavouras e (iii) a proporção de pastagens. Quando as variáveis de uso do solo na escala da microbacia eram correlacionadas (correlação de Person > 0,7) com variáveis de uso do solo na escala da vegetação ripária, retínhamos as variáveis da escala da microbacia para as análises posteriores.

2.2.2. Variáveis ambientais locais

Para cada trecho amostral mensuramos 25 variáveis ambientais relacionadas às características internas do riacho, estruturas das margens e da mata ciliar (Tabela S2). Nós medimos em único local as características físicoquímicas da água: (i) a condutividade, (ii) o oxigênio dissolvido, (iii) o pH, (iv) a turbidez, (v) os sólidos totais dissolvido e (vi) a temperatura da água utilizando uma sonda multiparamétrica portátil (Horiba U-50), (vii) a velocidade média utilizando o método do material flutuante ($V_m = 1 \text{ m/tempo em segundos}$).

Dividimos cada trecho amostrado em seis transeções equidistantes. Em cada transeção medimos características relacionadas a morfologia do canal, (viii) a largura média e (ix) a profundidade média, a estrutura do substrato, a estrutura do habitat interno e a estrutura das margens. Por meio de inspeção visual medimos e quantificamos variáveis da estrutura do substrato (Cummins, 1974): (x) a proporção de areia, (xi) de cascalho, (xii) de seixos, (xiii) de rochas, (xiv) de laje e (xv) de silte. Estimamos visualmente a estrutura de habitat interno pela (xvi) a proporção de troncos e (xvii) do banco de folhiço. – Estimamos visualmente a estrutura

das margens pela (xviii) proporção de raízes finas, (xix) de raízes grossas, (xx) de banco de gramíneas e (xxi) de angiospermas arbustivas. A estrutura da mata ciliar ao longo do transecto foi visualmente estimada pela (xxii) largura média, (xxiii) proporção de herbáceas, (xxiv) de vegetação arbustiva e (xxv) de vegetação arbórea.

2.2.3. Variáveis espaciais

Construímos uma matriz de distância par a par entre todos os pontos de coleta para cada modelo (*i.e.*, global, alto Rio Araguaia e médio Rio das Mortes) seguindo a rede de drenagem utilizando a ferramenta QGIS Network Analysis Toolbox 3 no QGIS 3.4 (QGIS Development Team, 2018). A partir dessa matriz de distância hidrográfica geramos nossas variáveis espaciais para cada um dos nossos modelos, utilizando o método de mapas de autovetores de Moran baseados na distância (dbMEM, originalmente chamada de Análise de Coordenadas Principais de Matriz de Vizinhas “PCNM”; Borcard and Legendre 2002; Dray et al. 2006; Borcard et al. 2018). O método dbMEM gera variáveis espaciais ortogonais que cobrem uma gama de escalas espaciais (*e.g.*, processos espaciais que ocorrem em escala local à processos que ocorrem em escala regional) e permite modelar qualquer tipo de estruturação espacial (Borcard *et al.*, 2004, 2018). Os dbMEMs com autovalores altos (*i.e.*, os primeiros autovetores) representam padrões espaciais que ocorrem em escala regional, enquanto os com autovalores baixos (*i.e.*, os últimos autovetores) representam padrões espaciais que ocorrem em escalas local (Borcard *et al.*, 2004; Griffith & Peres-Neto, 2006). Esses dbMEMs representam processos de estruturação espacial presentes em dados em nível de espécies (*e.g.*, riqueza e composição das comunidades) e podem ser utilizados como variáveis explanatórias para explicar o quanto dessa variação é devida a processos em distintas escalas espaciais (Griffith & Peres-Neto, 2006).

Para gerar os dbMEMs nossa matriz de truncamento (W) foi construída utilizando como ponto de corte a distância entre os pares de pontos mais distantes, a fim de permitir que todos os pontos permaneçam conectados. Selecionamos apenas os dbMEMs com I de Moran maiores que o esperado $E(I)$ (*i.e.*, autocorrelação espacial positiva) utilizando o método de seleção progressiva com critério duplo de parada (Blanchet, Pierre & Borcard, 2008). Para o cálculo do dbMEMs utilizamos a função *dbmem* do pacote *adespatial* no ambiente de programação e análises estatísticas R (Dray *et al.*, 2018).

2.2.4. Amostragem da ictiofauna

Amostramos 59 trechos de riachos entre os anos de 2014 e 2017, durante o período seco, o que torna os métodos de coletas mais eficientes (Ueida & Castro, 1999; Pease *et al.*, 2012). Para a realização das coletas delimitamos um trecho de 50 metros de riachos uma única vez em

microbacias independentes. As microbacias amostradas estão inseridos em duas grandes sub-bacias: alto Rio Araguaia ($n = 30$) e médio Rio das Mortes ($n = 29$).

Amostramos 35 trechos de riachos por meio de coleta ativa com esforço amostral padronizado, em que consistiu no emprego de quatro pessoas durante aproximadamente uma hora, sentido jusante a montante e explorando os micro-hábitats (margens, fundo e meio do canal do riacho). Nós amostramos os peixes durante o período diurno utilizando rede de arrasto (3,0 X 1,5 m X 5,0 mm de malha) e puçás (0,5 m X 0,45 X 5,0 mm de malha). Já para os outros 24 trechos de riachos nós utilizamos o método da pesca elétrica (Honda EG1000 gerador - 220V, CA) com uma passagem sentido jusante a montante com duração aproximadamente de uma hora. Em todos os locais amostrados, bloqueamos as extremidades do trecho amostral com redes de malha 3,0 mm antes da amostragem para evitar a fuga dos peixes. Para ambas as sub-bacias e ambos os métodos de coletas, estimativas do esforço amostral foi baseada na série de diversidade de Hill (Hill, 1973; Chao *et al.*, 2014) com intervalo de confiança a 95% mostrando que nosso esforço de coleta foi suficiente para amostrar mais 93% das espécies estimada (Figura S1-S2).

Após as coletas, anestesiámos os indivíduos com benzocaina e sacrificamos assim como recomenda o Conselho Federal de Médica Veterinária (CFMV 2012). Os espécimes sacrificados foram conservados em solução formalina a 10% para posterior identificação em laboratório. Em laboratório medimos, pesamos e identificamos todos os espécimes coletados até o menor nível taxonômico possível com auxílio de chaves de identificação (Venere & Garutti, 2011). Conferimos nomenclatura taxonômica utilizando o Catalogue of Fishes (Eschmeyer *et al.*, 2019). Todas as coletas foram realizadas com permissão Instituto Chico Mendes da Conservação da Biodiversidade (ICMBio; Licença nº. 45316-1) e aprovadas pelo Comitê de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Mato Grosso (CEUA/UFMT - Nº 23108.152116) seguindo os protocolos éticos e aspectos metodológicos para uso de peixes. Armazenamos o material na coleção do Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos da Universidade Federal de Mato Grosso, *Campus* Pontal do Araguaia.

2.3. Análise de dados

2.3.1. Diversidade beta taxonômica

Construímos uma matriz de ocorrência (presença e ausência) das espécies em cada microbacias para cada modelo (*i.e.*, global, alto Rio Araguaia e médio Rio das Mortes). Calculamos as métricas de diversidade beta utilizando a abordagem de particionamento da diversidade beta proposto por Baselga (2010). A partir das matrizes de presença e ausência para

cada modelo (*i.e.*, global, alto Rio Araguaia e médio Rio das Mortes) construímos três matrizes de dissimilaridade (β_{sor} , β_{sim} e β_{nes}) baseada no índice de *Sørensen* (Baselga, 2010). Nessa abordagem a diversidade beta total (β_{sor}) foi calculada como o índice de dissimilaridade de *Sørensen* (comparação par a par entre todas as microbacias), em seguida à diversidade beta total foi decomposta nos componentes de substituição de espécies (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}). Calculamos os diferentes componentes da diversidade beta utilizando a função *beta.pair* e para verificar a contribuição de cada componente na variação total das comunidades utilizamos a função *beta.multi* respectivamente do pacote *betapart* (Baselga *et al.*, 2018).

2.3.2. Análise estatísticas

Inicialmente padronizamos todas as outras variáveis ambientais locais e regionais, com exceção de pH, para média igual a zero e unidade de variância. A priori, para resolver os problemas associados a colinearidade dos dados, seguimos uma abordagem parcimoniosa (Dormann *et al.*, 2013) utilizando três passos. Primeiro passo – realizamos uma correlação de Pearson entre as variáveis para cada conjunto de variáveis preditoras (*i.e.*, local e regional) dentro de cada modelo. As variáveis com coeficiente de correlação $\geq 0,7$ foram consideradas altamente correlacionadas. Quando duas variáveis foram altamente correlacionadas retivemos para análises posteriores aquela que fazia mais sentido biológico para interpretação dos dados. Por exemplo, porcentagem de vegetação arbórea nas margens foi correlacionada negativamente com porcentagem de arbustos nas margens em todos os nossos modelos ($r \geq -0,7$; Figura S3). Devido ao fato de a porcentagem de vegetação marginal ser considerada mais importante ecologicamente para peixes de riachos (Teresa & Casatti, 2012; Terra, Hughes & Araújo, 2016) que porcentagem de arbusto retivemos ela para as análises posteriores. Segundo passo – rodamos análises de redundância baseada em distância (*db*-RDA) utilizando os componentes da diversidade beta (*i.e.*, β_{sor} , β_{sim} e β_{nes}) como variáveis resposta e, como variável explanatória cada conjunto de variáveis preditoras para cada modelo. Verificamos a possível presença de multicolinearidade nas variáveis remanescentes através de análise de Fator de Inflação da Variância (VIF) e removemos todas aquelas variáveis que apresentaram valores de VIF > 10 (Borcard, Gillet & Legendre, 2018a). Teceiro passo – Realizamos a seleção das variáveis preditoras finais baseada em análises de *db*-RDA para cada modelo (*i.e.*, global, alto Rio Araguaia e médio Rio das Mortes) usando a função *ordiR2step* (999 permutações) do pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2018), com duplo critério de parada (Blanchet *et al.*, 2008). Nosso conjunto de variáveis preditoras final foi composto somente por aquelas variáveis que contribuíram substancialmente para explicação do modelo (Tabela S4-S6).

Avaliamos a influência das variáveis ambientais locais, variáveis da paisagem em múltiplas escalas e do espaço sobre os componentes da diversidade beta (β_{sor} , β_{sim} e β_{nes}) em cada modelo, através de uma análise de redundância baseada em distância (*db*-RDA) e em conjunto com a técnica de partição de variância (Cottenie, 2005; Beisner *et al.*, 2006; Peres-Neto & Legendre, 2010). Análise de partição de variância permite quantificar a porcentagem de explicação relacionada unicamente às condições ambientais locais, as variáveis da paisagem, ao espaço e a porcentagem não explicada (resíduos das análises) (Legendre & Legendre, 2012). Testamos a significância de cada fração do conjunto de variáveis preditoras por meio de Análise de Variância (ANOVA) com 999 permutações e adotamos um nível de significância 5% ($\alpha = 0,05$). Utilizamos as funções *capscale* e *varpart* respectivamente do pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2018) para as análises de redundância baseado em distância e a partição de variância. Para corrigir problemas de autovalores negativos quando as matrizes de dissimilaridade não é baseada em distância euclidianas utilizamos em todas as *db*-RDA a função *sqr.dist* (Legendre & Anderson, 1999). Um fluxograma com os passos a passos das nossas análises de diversidade beta está disponível no material no material suplementar (Figura S4). Realizamos todas as análises utilizando o ambiente de programação e análise estatísticas *R* versão 3.6.1 (R Core Team, 2019).

3. RESULTADOS

3.1. Comunidade de peixes

Amostramos 135 espécies de peixes, distribuídas em seis ordens e trinta famílias. A riqueza média foi de 17,83 ($DP = 10,50$) espécies para cada microbacia. As famílias Characidae, Loricariidae e Cichlidae se destacaram com maior número de espécies (38, 25 e 12 espécies, respectivamente) e juntas contribuíram com mais da metade das espécies capturadas (para mais detalhes veja a tabela S3). As duas sub-bacias compartilham aproximadamente 44 % das espécies (59 espécies) de peixes amostradas. Encontramos 76 espécies para sub-bacia do alto Rio Araguaia e 118 espécies para a sub-bacia do rio das Mortes, sendo que 17 espécies foram exclusivas da sub-bacia do alto Rio Araguaia e 59 espécies foram exclusivas da sub-bacia do médio Rio das Mortes. As espécies de peixes capturadas em maior número de riachos foram *Astyanax* cf. *goyacensis* ($n = 47$), *Knodus* cf. *breviceps* ($n = 42$), *Characidium* cf. *zebra* ($n = 39$) e *Imparfinis mirini* ($n = 39$).

3.2. Padrões da diversidade beta

Em todos os nossos modelos de partição de variância, as maiores de frações de explicação da diversidade beta total são explicadas pelo conjunto de variáveis ambientais locais (Figura 3). De modo geral, as variáveis ambientais locais foram as que melhor explicaram os padrões de variação dos componentes da diversidade beta. Em nosso modelo global e para a sub-bacia do médio Rio das Mortes, tanto o conjunto de variáveis preditoras ambientais locais, regionais quanto o espaço foram importantes para explicar a dissimilaridade entre as comunidades estudadas (β_{sor}), ao passo que para sub-bacia do alto Rio Araguaia apenas conjuntos de variáveis ambientais locais foram mais importantes para explicar a variação espacial das comunidades (Figura 3).

Em relação ao componente substituição de espécies encontramos diferentes conjuntos de variáveis que explicam os padrões de substituição de espécies nas microbacias ao longo de um gradiente em nossos modelos. Em nosso modelo global ambos os conjuntos de variáveis ambientais locais como regionais tiveram efeito sobre a substituição de espécies ao longo do gradiente espacial (β_{sim}), enquanto nas sub-bacias do alto Rio Araguaia e médio Rio das Mortes apenas os conjuntos de variáveis ambientais locais foram importantes para explicar a substituição de espécies (β_{sim}) entre as microbacias estudadas (Figura 3, Tabela S7-S9).

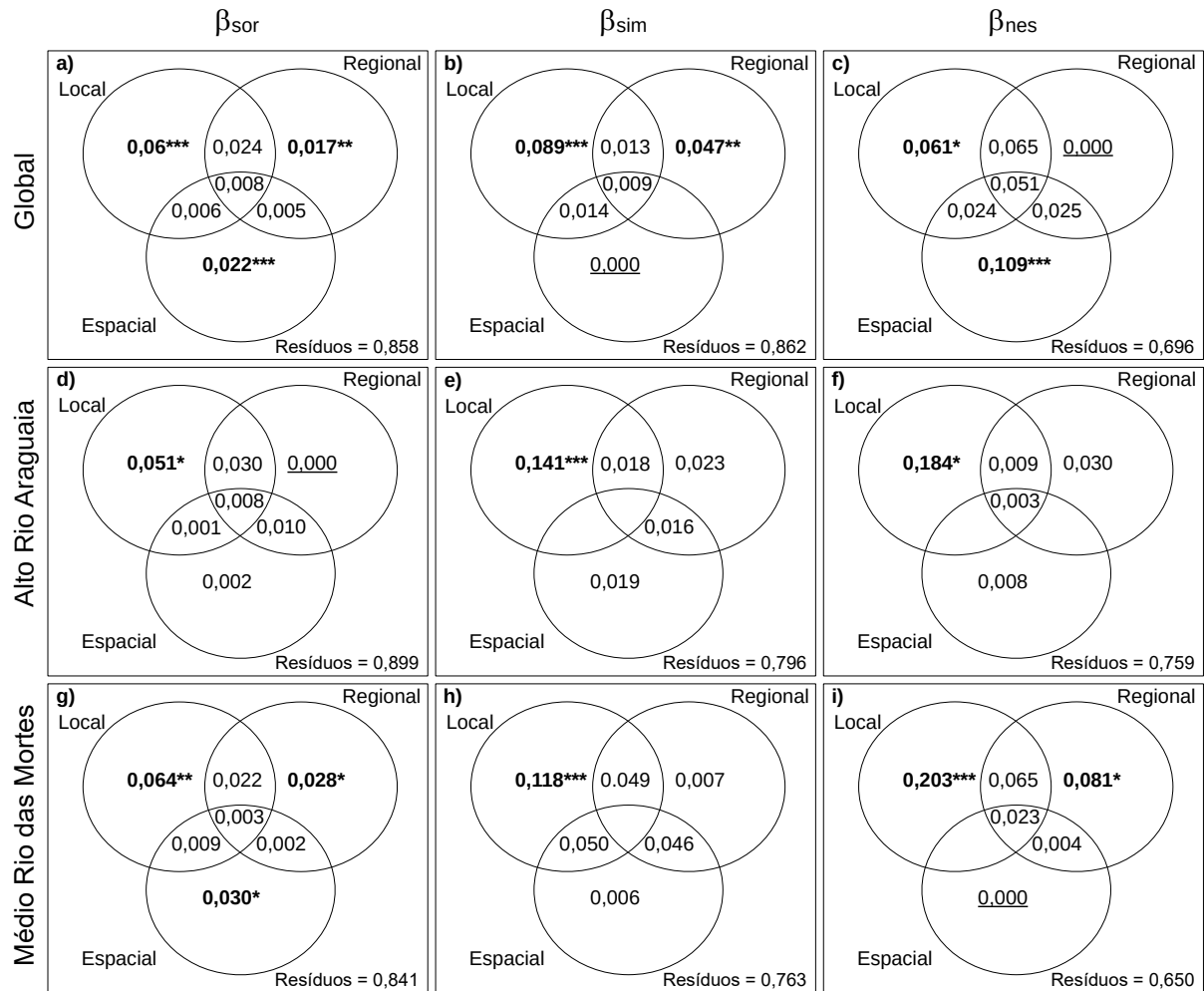


Figura 3. Diagramas de Venn mostrando a influência do conjunto de variáveis preditoras (*i.e.*, variáveis ambientais locais, variáveis regionais e do espaço) sobre os componentes da diversidade beta em comunidades de peixes de riachos nos diferentes modelos. Em negrito os valores para o conjunto de variáveis que explica a variação nos componentes da diversidade beta e em asterisco o nível de significância (* $P < 0,05$; ** $P < 0,005$; *** $P < 0,001$). Os resultados indicados por 0,000 corresponde as frações negativas, nesse caso o valor foi truncado em zero, pois as variáveis explanatórias explicam menor variação do que as variáveis normais aleatórias (Legendre 2008). Abreviações: Local = variáveis ambientais locais; Regional = variáveis da escala da microbacia; Espacial = variáveis espaciais (dbMEMs); β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento.

Em relação ao componente aninhamento encontramos padrões distintos para todos os modelos. Em nosso modelo global, os conjuntos de variáveis que foram mais importantes para explicar o subconjunto de espécie dentro das comunidades estão diretamente relacionadas a variáveis locais e espaciais (Figura 3, Tabela S7). Já para a sub-bacia do alto Rio Araguaia apenas variáveis ambientais foram importantes para explicar a formação de subconjuntos de

espécies (β_{nes}) entre as microbacias ao longo de um gradiente (Figura 3). Enquanto para a sub-bacia do médio Rio das Mortes a formação de subconjuntos de espécies é explicada por subconjuntos de variáveis ambientais locais e variáveis regionais (Tabela S9).

Em todas as nossas análises de diversidade beta e em todos os modelos o componente substituição de espécies teve maior contribuição na variação das comunidades que o componente aninhamento (Figura 4). Em nosso modelo global o componente de substituição de espécies contribuiu com aproximadamente 96% da variação da composição de espécies entres as microbacias ($\beta_{sor} = 0,957$; $\beta_{sim} = 0,920$ e $\beta_{nes} = 0,037$). Quando analisamos as sub-bacias separadas, para a sub-bacia do alto Rio Araguaia o componente substituição de espécies contribui com 94,7% da variação das espécies presentes nas microbacias estudadas ($\beta_{sor} = 0,930$; $\beta_{sim} = 0,880$ e $\beta_{nes} = 0,049$). Enquanto para a sub-bacia do médio Rio das Mortes o componente substituição de espécies contribuiu com cerca 94,5% da variação nas comunidades de peixes em suas microbacias estudadas ($\beta_{sor} = 0,909$; $\beta_{sim} = 0,859$ e $\beta_{nes} = 0,049$).

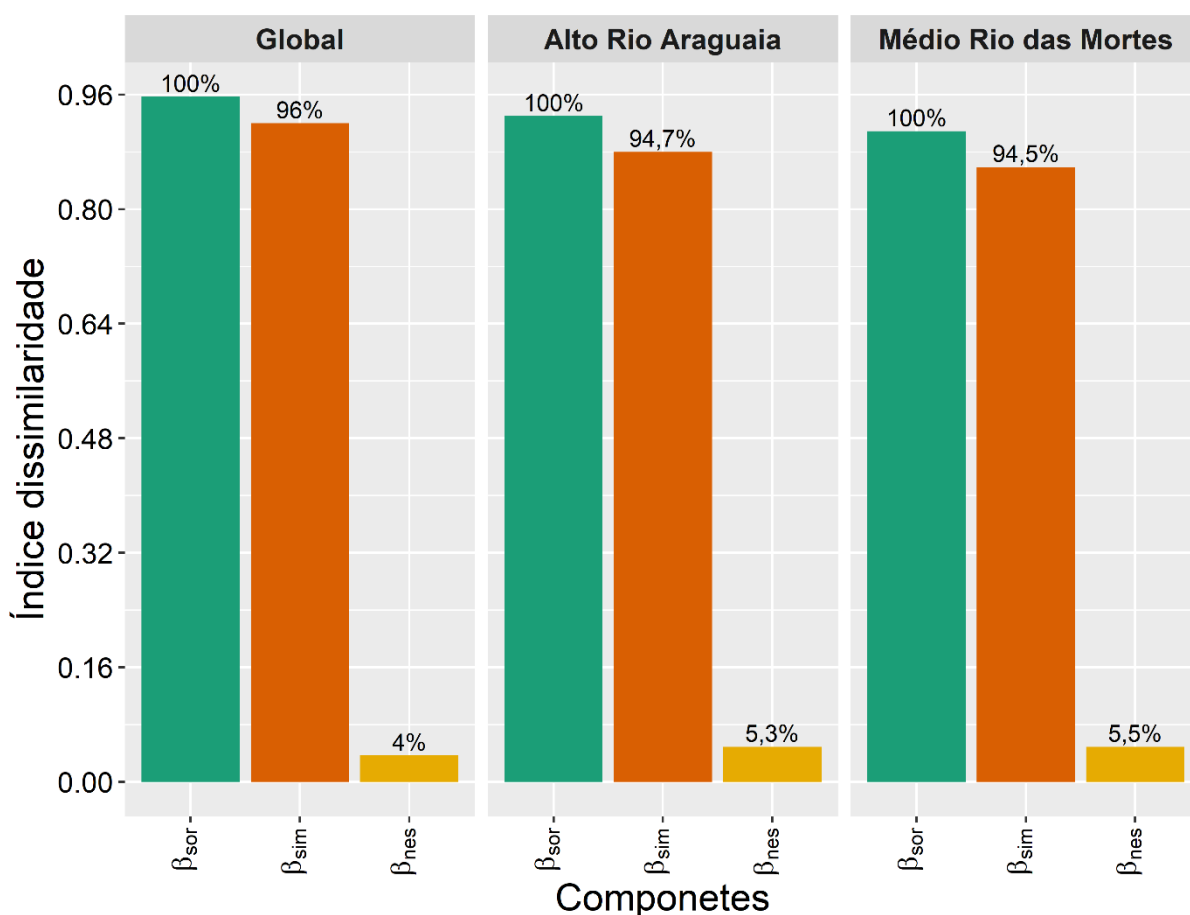


Figura 4. Contribuição relativa de cada componente para a diversidade beta total em comunidades de peixes de riachos nos diferentes modelos. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento.

A importância relativa das variáveis preditoras para explicar a variação nos componentes da diversidade beta difere entre os modelos (Tabela S7-S9). Entre o conjunto de variáveis ambientais locais, estão aquelas relacionadas a características físico-químicas da água (pH, oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez, temperatura e velocidade), a morfologia do canal (profundidade e largura), o substrato (tocos e banco de folhiço) e a estruturas das margens (raízes grossas, raízes finas e gramíneas). Em relação as variáveis regionais estão a área da microbacia, a disponibilidade hídrica (precipitação média anual e variação da precipitação anual) e o uso do solo (proporção de lavouras). Enquanto as variáveis espaciais que exerceram influência sobre os componentes da diversidade beta estão aquelas que representam processos espaciais que ocorrem em escala regional (dbMEM1 e dbMEM2).

4. DISCUSSÃO

Nossos principais resultados mostraram que os conjuntos de variáveis ambientais locais são os principais mecanismos responsáveis pela variação da diversidade beta em comunidades de peixes de riachos das bacias estudadas. Por outro lado, as variáveis em escala regional e espaciais foram secundárias na explicação desse padrão, corroborando parcialmente nossas hipóteses. Nossos resultados foram semelhantes aos encontrados em estudos de macro invertebrados aquáticos em riachos de zonas temperadas (Perez Rocha *et al.*, 2018), onde variáveis ambientais também foram mais importantes para explicar os padrões de variações em diferentes facetas da diversidade beta (*e.g.*, taxonômica, funcional e filogenética).

As variáveis ambientais locais também têm sido citadas como melhores preditores de riqueza de espécies de peixes de riachos do que variáveis em escala regional (Godinho, Ferreira & Santos, 2000; Sály *et al.*, 2011; Schmera *et al.*, 2018; Barbosa *et al.*, 2019). Em ecossistemas de riachos, as variáveis ambientais locais também explicam melhor a variação da diversidade beta (Heino, Muotka & Paavola, 2003; Teshima *et al.*, 2016; Roa-Fuentes *et al.*, 2019). Essa influência das variáveis ambientais locais sobre os padrões de diversidade beta tem sido ainda mais evidente em riachos de cabeceiras (Zbinden & Matthews, 2017), como em nosso estudo.

O conjunto de variáveis regionais foi menos importantes para explicar padrões de variações nos componentes da diversidade beta. Contudo, não podemos descartar a sua importância para explicar padrões de variações ecológicas em comunidades aquáticas (Allan & Castillo, 2007; Dala-Corte *et al.*, 2016). Isso porque as variáveis regionais podem afetar as comunidades de peixes de maneira direta e indireta (Wang *et al.*, 2003; Dala-Corte *et al.*, 2016). Por exemplo, mudanças de uso do solo na escala da bacia podem alterar as características

fisioquímicas da água, a estruturas do habitat interno e levar à mudanças no fluxo dos riachos (Roth *et al.*, 1996; Allan *et al.*, 1997; Tilman *et al.*, 2001; Burdon *et al.*, 2013). Como resultado disso, temos comunidades homogêneas com baixos valores de diversidade beta (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013; Mori *et al.*, 2018).

As variáveis regionais que mostraram maiores efeitos sobre os padrões de diversidade beta foram o tamanho da área da microbacia e aquelas relacionadas a disponibilidades hídrica (Tabela S6). É sabido que o tamanho da área tem efeito positivo sobre os padrões de riqueza de espécies (Arrhenius, 1921; MacArthur & Wilson, 1967). Dessa forma, é esperado que a diversidade beta aumente com o tamanho da área, devido áreas maiores abrigarem maior heterogeneidade ecológica quando comparada a áreas menores (Bini *et al.*, 2014; Heino *et al.*, 2015b). A alta heterogeneidade ecológica permite a coexistência de um maior número de espécies, por permitir a especialização ecológica o que deve favorecer a variação das comunidades de peixes entre as microbacias estudadas. Também destacamos que microbacias maiores geralmente apresentam riachos mais volumosos que devem sustentar comunidades de peixes mais diversas (Zbinden & Matthews, 2017). Já a disponibilidade hídrica (precipitação média anual e variação da precipitação na microbacia) está associada a disponibilidade de habitat e a heterogeneidade ambiental, favorecendo a variação da diversidade beta. Por exemplo, disponibilidade hídrica influencia o nível da água nos riachos, fator importante no processo de dispersão das espécies de peixes nos riachos. Além disso, à disponibilidade hídrica pode ainda influenciar de forma direta e indireta as variáveis ambientais locais (*e.g.*, pH, turbidez, condutividade e profundidade) que foram importantes para explicar variações nos componentes da diversidade beta em nossos modelos (Tabela S7-S9).

A importância dos processos espaciais na estruturação das comunidades aquáticas é relativa, depende da distância espacial entre os locais e da capacidade de dispersão das espécies (Heino *et al.*, 2015b; Tonkin *et al.*, 2018). Em nossos modelos, apenas para sub-bacia do alto Rio Araguaia (*i.e.*, aquela em que nossos pontos amostrais cobre menor área de extensão geográfica) – os conjuntos de variáveis espaciais não foram importantes para explicar a variação de espécies entre suas microbacias. Em nosso modelo global, as variáveis espaciais foram importantes para explicar a variação das espécies entre as microbacias. Isso pode ser um indicativo de que o isolamento biogeográfico entre as comunidades de peixes de riachos presentes nas duas sub-bacias. Embora em distância linear os riachos estudados em cada sub-bacia sejam relativamente próximos, quando verificamos as distâncias pela rede hidrográfica a distância mínima entre as microbacias do alto Rio Araguaia e as do médio Rio das Mortes é superior a 900 km. Como a maioria das espécies de peixes de riachos são formadas por espécies

de pequeno porte (Tabela S3), grandes distâncias hidrográficas e presenças de grandes rios podem funcionar como barreira à dispersão para a maioria das espécies, somente aquelas espécies com alta capacidade natatória conseguem dispersar. Esses fatores em conjunto contribuem para diferenciação das comunidades de peixes entre as microbacias (Landeiro *et al.*, 2011; Schmera *et al.*, 2018).

Embora variáveis espaciais sejam importantes na dinâmica de dispersão, as variáveis ambientais locais como a velocidade da água podem funcionar como filtros a dispersão (Jackson, Peres-Neto & Olden, 2001; Heino *et al.*, 2013; Tonkin *et al.*, 2018). Riachos de cabeceiras geralmente estão localizados em área de relevos com maiores declividades e possuem águas rápidas, o que dificulta o processo de dispersão e colonização para uma variedade de organismos aquáticos (Jackson, Peres-Neto & Olden, 2001; Olden, Jackson & Peres-Neto, 2001). Essas características fazem com que comunidades presentes nesses ambientes variem ao longo do gradiente longitudinal (Vannote *et al.*, 1980, Tonkin *et al.*, 2018). Fatores como esses esclarecem os motivos da fração explicada pelo conjunto de variáveis espaciais ter sido menor que a explicada pelo conjunto de variáveis ambientais locais.

Em todos os nossos modelos a fração residual foi alta (Figura 3). A fração pura explicada pelo conjunto de variáveis preditoras foi em média 14% da variação nos componentes da diversidade beta enquanto a variação residual remanescente foi em média 78%. Outros estudos que utilizaram a abordagem de partição de variância sobre diversidades organismo aquáticos de água doce também tem encontrado um valor residual alto (Sály *et al.*, 2011; Cetra, Petrere Júnior & Barrella, 2017; Schmera *et al.*, 2018; Perez Rocha *et al.*, 2018). Alguns estudos sugerem que a inclusão de variáveis de escala regional pode aumentar o poder de explicação da variação nas comunidades (Sály *et al.*, 2011) o que não aconteceu em nosso caso de estudo. É difícil explicar os motivos da variação residual alta, mas sugerimos hipóteses. Primeiro, isso aconteceu devido a uma combinação de interações bióticas, dinâmica de dispersão e fatores ambientais não mensurados (Heino *et al.*, 2015b). Segundo, as comunidades de peixes em riacho de ambientes savânicos podem estar adaptadas a eventos estocástico abióticos (seca e cheia) e bióticas (extinção e colonização), fatores que por si, podem trazer considerável variação nas comunidades (Townsend, 1989). Terceiro, fatores históricos também podem ser importantes para explicar comunidades atuais (Fukami, 2015; Carvajal-Quintero *et al.*, 2019). Infelizmente, essas informações não estão disponíveis para a área de estudo, pois estudos com peixes de riachos na região tiveram início somente a partir do ano de 2000 e poucos riachos foram amostrados (Melo, Machado & Pinto-Silva, 2003).

4.1. Os mecanismos de variação do componente substituição de espécies

A substituição de espécies ao longo de um gradiente pode ser influenciada por filtros ambientais ou processos espaciais (Grönroos *et al.*, 2013; Heino *et al.*, 2015b) e sua importância é dependente da extensão da área de estudo (Henriques-Silva, Lindo & Peres-Neto, 2013). Diferentes conjuntos de variáveis foram importantes para explicar a substituição de espécies entre as microbacias (β_{sim}) em nossos modelos. No modelo global as variáveis ambientais locais e regionais tiveram efeito sobre a substituição de espécies entre as microbacias (β_{sim}), enquanto nas sub-bacias do alto Rio Araguaia e médio Rio das Mortes apenas os conjuntos de variáveis ambientais locais foram importantes (Figura 3, Tabela S8-S9). As variáveis ambientais locais relacionadas as características físico-químicas da água (pH, turbidez, temperatura, velocidade e profundidade) e estruturais (troncos e raízes) podem funcionar como filtro ambientais e ser mais importantes que fatores espaciais na estruturação de comunidades aquáticas (Mykrä, Heino & Muotka, 2007; Heino *et al.*, 2007; Landeiro *et al.*, 2012). Por exemplo, a velocidade da água seleciona aquelas espécies de peixes com melhor capacidade natatória (Jackson *et al.*, 2001), isso pode ajudar explicar por que poucas espécies ocorrerem em grande número de microbacias (*e.g.*, *Knodus cf. breviceps* e *Characidium cf. zebra*). Por outro lado, variáveis estruturais promovem a heterogeneidade ambiental e funcionam como fonte de abrigo e sítio de reprodução para várias espécies de peixes (Cummins, 1974; Casatti, Ferreira & Langeani, 2009b; Teresa & Casatti, 2012). O fato de o conjunto de variáveis regionais ter efeito sobre a substituição de espécies somente em nosso modelo global mostra que essas variáveis tendem a ser mais importantes em escala mais amplas (Leibold *et al.*, 2004). Nossos resultados evidenciam que processos ambientais locais são os fatores predominantes em relação ao fator espacial para explicar a substituição de espécies entre as microbacias em comunidades de peixes de riachos em ambientes savânicos.

4.2. Os mecanismos de variação do componente aninhamento

Em relação à influência dos conjuntos de variáveis sobre o componente aninhamento, encontramos padrões distintos para cada modelo (Figura 3, Tabela S7-S9). Existe uma predominância de fatores ambientais explicando a formação de subconjunto de espécies ao longo do gradiente. Essa diferença de padrões mostra a importância em analisar as sub-bacias de forma separada. A importância da contribuição de variáveis espaciais na formação de subconjunto de espécies ao longo da rede de riachos é dependente do tamanho da escala geográfica (Altermatt, 2013; Tonkin *et al.*, 2018). Como pode ser percebido, no modelo global (aquele com maior abrangência geográfica) foi o único em que as variáveis espaciais foram

mais importantes que as variáveis ambientais em explicar a formação de subconjunto de espécies de peixes nas microbacias (Figura 3c), mais uma vez evidenciando a importância do isolamento biogeográfico entre as sub-bacias. Por outro lado, destacamos que atividades agrícolas (*e.g.*, porcentagem de lavouras nas microbacias) foram importantes para explicar o componente de aninhamento apenas na sub-bacia do médio rio das Mortes (Tabela S8). Alteração da paisagem para a prática agrícola pode provocar homogeneização em comunidades de peixes devido à perda de espécies raras e predominância de espécies comuns (Casatti *et al.*, 2009a; Teresa & Casatti, 2012; Gossner *et al.*, 2016) o que resulta em comunidade do tipo aninhada (Baeten *et al.*, 2012) com baixos valores de diversidade beta taxonômica (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013; Mori *et al.*, 2018). Vale ressaltar que, mesmo comunidades presentes em locais alterados por mudanças no uso do solo podem apresentar valores de substituição de espécies altos quando os processos de dispersão são mais importantes (Dobrovolski *et al.*, 2012; Hawkins *et al.*, 2015; Gianuca *et al.*, 2017; Jamoneau *et al.*, 2018). Entretanto, nossos resultados não enquadram em nenhuma dessas explicações, pois em todos os nossos modelos os altos valores de substituição de espécies encontrado estão associados a processos ambientais ao invés de processos espaciais (Tabela S7-S9). Acreditamos que explicação mais plausível para influência das variáveis ambientais sobre o componente aninhamento seja a estrutura de hierarquia das comunidades fluviais (Frissell *et al.*, 1986; Henriques-Silva *et al.*, 2013; Tonkin *et al.*, 2018).

4.3. Contribuição dos componentes aninhamento e substituição de espécies para a diversidade beta total

Devido a estrutura hierarquia dos sistemas fluviais é esperado que comunidades aquáticas de drenagens menores sejam subconjunto de comunidades de drenagens maiores (Altermatt, 2013; Tonkin *et al.*, 2018). Isso acontece devido perda progressiva de espécies pelos eventos de extinções locais ao longo de um gradiente sem que haja substituição de espécies (Baselga, 2010). Uma característica de comunidades com esse padrão é a grande importância do componente da diversidade beta aninhamento para explicar a variação nas comunidades (Baselga, 2010; Leprieur *et al.*, 2011). Alguns estudos têm mostrado esse padrão de aninhamento em comunidades de peixes (*e.g.*, Taylor & Warren, 2001; Henriques-Silva *et al.*, 2013). Nossos resultados mostraram que o componente aninhamento teve pouca contribuição na variação das comunidades entre as microbacias. Isso sugere que as comunidades distintas montada no passado não estão perdendo espécies, ou se há perdas, essas podem estar sendo compensadas por processos de migração dentro ou entre as sub-bacias.

A prevalência do conjunto de variáveis ambientais sobre variáveis espaciais em explicar as variações nas comunidades de peixes pode ser devido à alta variabilidade ambiental entre as microbacias. Mudanças na velocidade da água, na largura, na profundidade, na turbidez, na condutividade e/ou em características estruturais dos riachos podem acontecer entre microbacias relativamente próximas espacialmente ou mesmo dentro da microbacia (Benda *et al.*, 2004). Fatores como esses podem dificultar os processos de dispersão e fazer com que as comunidades variem entre as microbacias, principalmente devido aos filtros ambientais (Leibold *et al.*, 2004; Brown & Swan, 2010). Por exemplo, espécies como *Brycon falcatus* e *Leporinus* sp. foram encontradas em riachos com maiores profundidades, ao mesmo tempo, espécies de peixes do grupo Gymnotiformes estão relacionadas a riachos com maiores condutividades e com presenças de malhas de raízes nos barrancos.

4.4. Importância das condições de conservação das microbacias para a diversidade beta

Os riachos coletados estão situados nas cabeceiras e apresentam condições ambientais relativamente boas (próximas de conservados), como em média 58,72 % da área da microbacia coberta por vegetação nativa (Tabela S2). Além disso, a maioria dos riachos apresentam uma faixa de vegetação ripária superior aos 30 metros exigidos pela legislação ambiental brasileira. Acreditamos que características como essas podem ter diminuído o efeito das mudanças do uso do solo na escala da microbacia sobre os componentes da diversidade beta (Brejão *et al.*, 2018). Como podemos perceber em todos os nossos modelos o componente substituição de espécies foi aquele que mais contribuiu para a diversidade beta total, indicando a alta proporção de espécies exclusivas em cada uma das microbacias estudadas. Esse padrão evidencia que as comunidades locais são distintas em sua composição faunística, ao invés das microbacias com menor diversidade serem subconjuntos de microbacias mais diversas.

5. CONCLUSÃO

Nossos resultados mostram que variáveis ambientais locais foram os principais fatores responsáveis pelos padrões de variação nos componentes da diversidade beta em comunidades de peixes de riachos. Enquanto as variáveis espaciais e as variáveis regionais foram menos efetivas em explicar os padrões de variação das comunidades de peixes. Portanto, estas variáveis podem ser consideradas mecanismos secundários da variação dos padrões de diversidade beta. O grande número de espécies exclusivas presentes nas sub-bacias mostra a necessidade de concentrar esforços na manutenção da vegetação nativa remanescente e ripária dentro das microbacias, garantindo assim a variedade de habitats e, consequentemente, a manutenção da diversidade regional.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Al-Shami S.A., Heino J., Che Salmah M.R., Abu Hassan A., Suhaila A.H. & Madrus M.R. (2013). Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams. *Freshwater Biology* **58**, 1126–1137. <https://doi.org/10.1111/fwb.12113>
- Allan J.D. & Castillo M.M. (2007). *Stream Ecology*, 2^a. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Allan J.D., Erickson D.L. & Fay J. (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* **37**, 149–161. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-546.x>
- Altermatt F. (2013). Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. *Aquatic Ecology* **47**, 365–377. <https://doi.org/10.1007/s10452-013-9450-3>
- Alvares C.A., Stape J.L., Sentelhas P.C., Gonçalves J.L.M. & Sparovek G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* **22**, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anderson M.J., Ellingsen K.E. & McArdle B.H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology letters* **9**, 683–693. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>
- Aquino S., Latrubesse E.M. & Souza-Filho E.E. (2009). Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da bacia do rio araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia* **10**, 43–54
- Arrhenius O. (1921). Species and area. *The Journal of Ecology* **9**, 95. <https://doi.org/10.2307/2255763>
- Arroyo-Rodríguez V., Rös M., Escobar F., Melo F.P.L., Santos B.A., Tabarelli M., *et al.* (2013). Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology* **101**, 1449–1458. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12153>
- Baeten L., Vangansbeke P., Hermy M., Peterken G., Vanhuyse K. & Verheyen K. (2012). Distinguishing between turnover and nestedness in the quantification of biotic homogenization. *Biodiversity and Conservation* **21**, 1399–1409. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0251-0>
- Barbosa H. de O., Borges P.P., Dala-Corte R.B., Martins P.T. de A. & Teresa F.B. (2019). Relative importance of local and landscape variables on fish assemblages in streams of

- Brazilian savanna. *Fisheries Management and Ecology* **26**, 119–130.
<https://doi.org/10.1111/fme.12331>
- Barreto L., Schoorl J.M., Kok K., Veldkamp T. & Hass A. (2013). Modelling potential landscape sediment delivery due to projected soybean expansion: a scenario study of the Balsas sub-basin, Cerrado, Maranhão state, Brazil. *Journal of Environmental Management* **115**, 270–277. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2012.11.017>
- Baselga A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* **19**, 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Baselga A. & Leprieur F. (2015). Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* **6**, 1069–1079.
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12388>
- Baselga A., Orme D., Villeger S., De Bortoli J. & Leprieur F. (2018). betapart: partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. *R package version 1.5.0*
- Beisner B.E., Peres-Neto P.R., Lindström E.S., Barnett A. & Longhi M.L. (2006). The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology* **87**, 2985–2991. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2985:TROEAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2985:TROEAS]2.0.CO;2)
- Benda L., Poff N.L., Miller D., Dunne T., Reeves G., Pess G., *et al.* (2004). The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *BioScience* **54**, 413–427. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0413:TNDHHC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0413:TNDHHC]2.0.CO;2)
- Bini L.M., Landeiro V.L., Padial A.A., Siqueira T. & Heino J. (2014). Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. *Ecology* **95**, 1569–1578. <https://doi.org/10.1890/13-0656.1>
- Berkman H.E. & Rabeni C.F. (1987). Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes* **18**, 285–294. <https://doi.org/10.1007/BF00004881>
- Blanchet F.G., Pierre L. & Borcard D. (2008). Forward selection of spatial explanatory variables. *Ecology* **89**, 2623–2632. <https://doi.org/10.1890/07-0986.1>
- Bojsen B.H. & Barriga R. (2002). Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology* **47**, 2246–2260.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00956.x>
- Borcard D., Gillet F. & Legendre P. (2018a). *Numerical Ecology with R*, 2^a. Springer

International Publishing, Cham.

- Borcard D., Gillet F. & Legendre P. (2018b). Spatial analysis of ecological data. In: *Numerical Ecology with R*, 2^a. (Eds D. Borcard, F. Gillet & P. Legendre), pp. 299–367. Springer International Publishing, Cham.
- Borcard D. & Legendre P. (2002). All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* **153**, 51–68.
[https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00501-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00501-4)
- Borcard D., Legendre P., Avois-Jacquet C. & Tuomisto H. (2004). Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* **85**, 1826–1832.
<https://doi.org/10.1890/03-3111>
- Brejão G.L., Hoeinghaus D.J., Pérez-Mayorga M.A., Ferraz S.F.B. & Casatti L. (2018). Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology* **32**, 860–871. <https://doi.org/10.1111/cobi.13061>
- Brendonck L., Jocqué M., Tuytens K., Timms B. V. & Vanschoenwinkel B. (2015). Hydrological stability drives both local and regional diversity patterns in rock pool metacommunities. *Oikos* **124**, 741–749. <https://doi.org/10.1111/oik.01710>
- Brown B.L. & Swan C.M. (2010). Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology* **79**, 571–580.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01668.x>
- Bunn S.E., Davies P.M. & Mosisch T.D. (1999). Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* **41**, 333–345.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00434.x>
- Burdon F.J., McIntosh A.R. & Harding J.S. (2013). Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. *Ecological Applications* **23**, 1036–1047. <https://doi.org/10.1890/12-1190.1>
- Carvajal-Quintero J., Villalobos F., Oberdorff T., Grenouillet G., Brosse S., Hugueny B., *et al.* (2019). Drainage network position and historical connectivity explain global patterns in freshwater fishes' range size. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **116**, 13434–13439. <https://doi.org/10.1073/pnas.1902484116>
- Casatti L., Ferreira C.P. & Carvalho F.R. (2009a). Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* **632**, 273–283. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>

- Casatti L., Ferreira C.P. & Langeani F. (2009b). A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* **623**, 173–189. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9656-x>
- Casatti L., Teresa F.B., Zeni J.D.O., Ribeiro M.D., Brejão G.L. & Ceneviva-Bastos M. (2015). More of the Same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. *Environmental Management* **55**, 1300–1314. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0461-9>
- Castro R.M.C. (1999). Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: *Ecologia de peixes de riachos*. (Eds E.P. Caramaschi, R. Mazzoni & P.R. Peres-Neto), pp. 139–155. Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, Brasil.
- Cetra M., Petrere Júnior M. & Barrella W. (2017). Relative influences of environmental and spatial factors on stream fish assemblages in Brazilian Atlantic rainforest. *Fisheries Management and Ecology* **24**, 139–145. <https://doi.org/10.1111/fme.12207>
- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T.C., Sander E.L., Ma K.H., Colwell R.K., *et al.* (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* **84**, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Coe M.T., Latrubesse E.M., Ferreira M.E. & Amsler M.L. (2011). The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry* **105**, 119–131. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9582-2>
- Cottenie K. (2005). Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters* **8**, 1175–1182. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00820.x>
- Cummins K.W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* **24**, 631–641. <https://doi.org/10.2307/1296676>
- Dala-Corte R.B., Giam X., Olden J.D., Becker F.G., Guimarães T. de F. & Melo A.S. (2016). Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology* **61**, 1921–1934. <https://doi.org/10.1111/fwb.12825>
- DeFries R.S., Foley J.A. & Asner G.P. (2004). Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**, 249–257.

- [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0249:LCBHNA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0249:LCBHNA]2.0.CO;2)
- Dias L.C.P., Macedo M.N., Costa M.H., Coe M.T. & Neill C. (2015). Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *Journal of Hydrology: Regional Studies* **4**, 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>
- Dobrovolski R., Melo A.S., Cassemiro F.A.S. & Diniz-Filho J.A.F. (2012). Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* **21**, 191–197. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00671.x>
- Dormann C.F., Elith J., Bacher S., Buchmann C., Carl G., Carré G., *et al.* (2013). Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* **36**, 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dray S., Bauman D., Blanchet G., Borcard D., Clappe S., Guenard G., *et al.* (2018). *adespatial: multivariate multiscale spatial analysis. R package version 0.3-0*
- Dray S., Legendre P. & Peres-Neto P.R. (2006). Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling* **196**, 483–493. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015>
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.-I., Knowler D.J., Lévêque C., *et al.* (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews* **81**, 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Eschmeyer, W. N., Fricke, R. & van der Laan, R. (2019). *Catalog of fishes: genera, species, references*. Available at: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>, electronic version accessed 08 May 2019.
- Fick S.E. & Hijmans R.J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* **37**, 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fitzpatrick F.A., Scudder B.C., Lenz B.N. & Sullivan D.J. (2001). Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in eastern Wisconsin. *Journal of the American Water Resources Association* **37**, 1489–1507. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb03655.x>

- Foley J.A. (2005). Global consequences of land use. *Science* **309**, 570–574.
<https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* **10**, 199–214. <https://doi.org/10.1007/BF01867358>
- Fukami T. (2015). Historical contingency in community assembly: integrating niches, species pools, and priority effects. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **46**, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160340>
- Gaston K.J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature* **405**, 220–7.
<https://doi.org/10.1038/35012228>
- Gianuca A.T., Declerck S.A.J., Lemmens P. & De Meester L. (2017). Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of β -diversity. *Ecology* **98**, 525–533. <https://doi.org/10.1002/ecy.1666>
- Gibbs H.K., Ruesch A.S., Achard F., Clayton M.K., Holmgren P., Ramankutty N., *et al.* (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **107**, 16732–16737.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>
- Gibson L., Ming Lee T., Pin Koh L., Brook B.W., Gardner T.A., Barlow J., *et al.* (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* **478**.
<https://doi.org/10.1038/nature10425>
- Godinho F.N., Ferreira M.T. & Santos J.M. (2000). Variation in fish community composition along an Iberian river basin from low to high discharge: relative contributions of environmental and temporal variables. *Ecology of Freshwater Fish* **9**, 22–29.
<https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2000.90104.x>
- Gossner M.M., Lewinsohn T.M., Kahl T., Grassein F., Boch S., Prati D., *et al.* (2016). Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature* **540**, 266–269. <https://doi.org/10.1038/nature20575>
- GRASS Development Team (2019). *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software, Version 7.6*. Open Source Geospatial Foundation, United States.
 Available at: <http://grass.osgeo.org>
- Gregory S. V., Swanson F.J., McKee W.A. & Cummins K.W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* **41**, 540–551. <https://doi.org/10.2307/1311607>

- Griffith D.A. & Peres-Neto P.R. (2006). Spatial modeling in ecology: the flexibility of eigenfunction spatial analyses. *Ecology* **87**, 2603–13. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2603:SMIETF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2603:SMIETF]2.0.CO;2)
- Grönroos M., Heino J., Siqueira T., Landeiro V.L., Kotanen J. & Bini L.M. (2013). Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. *Ecology and Evolution* **3**, 4473–4487. <https://doi.org/10.1002/ece3.834>
- Hawkins C.P., Mykrä H., Oksanen J. & Vander Laan J.J. (2015). Environmental disturbance can increase beta diversity of stream macroinvertebrate assemblages. *Global Ecology and Biogeography* **24**, 483–494. <https://doi.org/10.1111/geb.12254>
- Heino J., Grönroos M., Ilmonen J., Karhu T., Niva M. & Paasivirta L. (2013). Environmental heterogeneity and β diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science*. <https://doi.org/10.1899/12-083.1>
- Heino J., Melo A.S. & Bini L.M. (2015a). Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology* **60**, 223–235. <https://doi.org/10.1111/fwb.12502>
- Heino J., Melo A.S., Siqueira T., Soininen J., Valanko S. & Bini L.M. (2015b). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* **60**, 845–869. <https://doi.org/10.1111/fwb.12533>
- Heino J., Muotka T. & Paavola R. (2003). Determinants of macroinvertebrate in headwater diversity streams: regional and local influences. *Journal of Animal Ecology* **72**, 425–434. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00711.x>
- Heino J., Mykrä H., Kotanen J. & Muotka T. (2007). Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? *Ecography* **30**, 217–230. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.04894.x>
- Henriques-Silva R., Lindo Z. & Peres-Neto P.R. (2013). A community of metacommunities: exploring patterns in species distributions across large geographical areas. *Ecology* **94**, 627–639. <https://doi.org/10.1890/12-0683.1>
- Hill M.O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* **54**, 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hunke P., Mueller E.N., Schröder B. & Zeilhofer P. (2015). The Brazilian Cerrado:

- assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. *Ecohydrology* **8**, 1154–1180. <https://doi.org/10.1002/eco.1573>
- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Available at: <http://www.inmet.gov.br/portal/>, accessed: 21 Aug. 2018.
- Jackson D.A., Peres-Neto P.R. & Olden J.D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**, 157–170. <https://doi.org/10.1139/cjfas-58-1-157>
- Jamoneau A., Passy S.I., Soininen J., Leboucher T. & Tison-Rosebery J. (2018). Beta diversity of diatom species and ecological guilds: response to environmental and spatial mechanisms along the stream watercourse. *Freshwater Biology* **63**, 62–73. <https://doi.org/10.1111/fwb.12980>
- Landeiro V.L., Bini L.M., Melo A.S., Pes A.M.O. & Magnusson W.E. (2012). The roles of dispersal limitation and environmental conditions in controlling caddisfly (Trichoptera) assemblages. *Freshwater Biology* **57**, 1554–1564. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02816.x>
- Landeiro V.L., Magnusson W.E., Melo A.S., Espírito-Santo H.M.V. & Bini L.M. (2011). Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results? *Freshwater Biology* **56**, 1184–1192. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02563.x>
- Laurance W.F., Sayer J. & Cassman K.G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution* **29**, 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>
- Legendre P. (2008). Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. *Journal of Plant Ecology* **1**, 3–8. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtm001>
- Legendre P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* **23**, 1324–1334. <https://doi.org/10.1111/geb.12207>
- Legendre P. & Anderson M.J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* **69**, 1–24. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0001:DBRATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2)

- Legendre P. & De Cáceres M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* **16**, 951–963.
<https://doi.org/10.1111/ele.12141>
- Legendre P. & Legendre L. (2012). *Numerical Ecology*, 3^a. Elsevier, Oxford, United Kingdom.
- Leibold M.A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J.M., Hoopes M.F., *et al.* (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* **7**, 601–613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>
- Leprieur F., Tedesco P.A., Hugueny B., Beauchard O., Dürr H.H., Brosse S., *et al.* (2011). Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. *Ecology Letters* **14**, 325–334.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01589.x>
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*, Volume 1. Princeton University Press.
- MapBiomas (2018). *Coleção 3 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil*. Available at: www.mapbiomas.org/pages/downloads acessad: 29 sept. 2018.
- Melo C.E., Machado F.D.A. & Pinto-Silva V. (2003). Diversidade de peixes em um córrego de Cerrado no Brasil Central. *Brazilian Journal of Ecology* **8**, 17–23
- Montag L.F.A., Winemiller K.O., Keppeler F.W., Leão H., Benone N.L., Torres N.R., *et al.* (2018). Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecology of Freshwater Fish*.
<https://doi.org/10.1111/eff.12455>
- Mori A.S., Isbell F. & Seidl R. (2018). β -diversity, community assembly, and ecosystem functioning. *Trends in Ecology & Evolution* **33**, 549–564.
<https://doi.org/10.1016/J.TREE.2018.04.012>
- Mykrä H., Heino J. & Muotka T. (2007). Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. *Global Ecology and Biogeography* **16**, 149–159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00272.x>
- Nakagawa S. & Schielzeth H. (2013). A general and simple method for obtaining R^2 from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* **4**, 133–142.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x>

- Newbold T., Hudson L.N., Hill S.L.L., Contu S., Lysenko I., Senior R.A., *et al.* (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* **520**, 45–50.
<https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Pierre L., Minchin P.R., O'Hara R.B., *et al.* (2018). Vegan: community ecology package. *R package version 2.5-2*
- Olden J.D., Jackson D.A. & Peres-Neto P.R. (2001). Spatial isolation and fish communities in drainage lakes. *Oecologia* **127**, 572–585. <https://doi.org/10.1007/s0044200000620>
- Olden J.D. & Poff N.L. (2003). Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist* **162**, 442–460. <https://doi.org/10.1086/378212>
- Overbeck G.E., Müller S.C., Fidelis A., Pfadenhauer J., Pillar V.D., Blanco C.C., *et al.* (2007). Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **9**, 101–116.
<https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>
- Pease A.A., González-Díaz A.A., Rodiles-Hernández R. & Winemiller K.O. (2012). Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology* **57**, 1060–1075.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02768.x>
- Peláez O. & Pavanelli C.S. (2019). Environmental heterogeneity and dispersal limitation explain different aspects of β -diversity in Neotropical fish assemblages. *Freshwater Biology* **64**, 497–505. <https://doi.org/10.1111/fwb.13237>
- Peres-Neto P.R. & Legendre P. (2010). Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. *Global Ecology and Biogeography* **19**, 174–184.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00506.x>
- Perez Rocha M., Bini L.M., Domisch S., Tolonen K.T., Jyrkänkallio-Mikkola J., Soininen J., *et al.* (2018). Local environment and space drive multiple facets of stream macroinvertebrate beta diversity. *Journal of Biogeography* **45**, 2744–2754.
<https://doi.org/10.1111/jbi.13457>
- Petsch, D. K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology*, 101(3–4), 113–122.
<https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D. & Team R.C. (2019). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. *R package version 3.1-140*

- Poff N.L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **16**, 391–409. <https://doi.org/10.2307/1468026>
- Powers R.P. & Jetz W. (2019). Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature Climate Change*. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0406-z>
- QGIS Development Team (2019). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. Available at: <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <https://www.r-project.org/>
- Rabeni C.F. & Smale M.A. (1995). Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/BF00034058>
- Reid A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Eliason E.J., Gell P.A., Johnson P.T.J., *et al.* (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* **94**, 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Ribeiro J.F. & Walter B.M.T. (2008). As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: *Cerrado: ecologia e flora*. (Eds S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro), pp. 151–212. Embrapa Cerrados, Planaltina
- Roa-Fuentes C.A. & Casatti L. (2017). Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. *Journal of Freshwater Ecology* **32**, 281–295. <https://doi.org/10.1080/02705060.2017.1287129>
- Roa-Fuentes C.A., Heino J., Cianciaruso M. V., Ferraz S., Zeni J.O. & Casatti L. (2019). Taxonomic, functional, and phylogenetic β -diversity patterns of stream fish assemblages in tropical agroecosystems. *Freshwater Biology*. <https://doi.org/10.1111/fwb.13233>
- Roth N.E., Allan J.D. & Erickson D.L. (1996). Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* **11**, 141–156. <https://doi.org/10.1007/BF02447513>
- Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., *et al.* (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**, 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Sály P., Takács P., Kiss I., Bíró P. & Erős T. (2011). The relative influence of spatial context

- and catchment- and site-scale environmental factors on stream fish assemblages in a human-modified landscape. *Ecology of Freshwater Fish* **20**, 251–262.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2011.00490.x>
- Sano E.E., Rosa R., Brito J.L.S. & Ferreira L.G. (2010). Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* **166**, 113–124.
<https://doi.org/10.1007/s10661-009-0988-4>
- Schlosser I.J. (1991). Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* **41**, 704–712.
<https://doi.org/10.2307/1311765>
- Schlosser I.J. (1982). Trophic structure, reproductive success, and growth rate of fishes in a natural and modified headwater stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **39**, 968–978. <https://doi.org/10.1139/f82-132>
- Schmera D., Árva D., Boda P., Bódis E., Bolgovics Á., Borics G., *et al.* (2018). Does isolation influence the relative role of environmental and dispersal-related processes in stream networks? An empirical test of the network position hypothesis using multiple taxa. *Freshwater Biology* **63**, 74–85. <https://doi.org/10.1111/fwb.12973>
- Segre H., Ron R., De Malach N., Henkin Z., Mandel M. & Kadmon R. (2014). Competitive exclusion, beta diversity, and deterministic vs. stochastic drivers of community assembly. *Ecology Letters* **17**, 1400–1408. <https://doi.org/10.1111/ele.12343>
- Song X.-P., Hansen M.C., Stehman S. V., Potapov P. V., Tyukavina A., Vermote E.F., *et al.* (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature* **560**, 639–643.
<https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9>
- Strahler A.N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union* **38**, 913–920. <https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>
- Strassburg B.B.N., Brooks T., Feltran-Barbieri R., Iribarrem A., Crouzeilles R., Loyola R., *et al.* (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution* **1**, 0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Taylor C.M. & Warren M.L. (2001). Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. *Ecology* **82**, 2320–2330.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2320:DISCOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2320:DISCOS]2.0.CO;2)
- Teresa F.B. & Casatti L. (2012). Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish* **21**, 433–442. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x>

- Terra B. de F., Hughes R.M. & Araújo F.G. (2016). Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology of Freshwater Fish* **25**, 527–544.
<https://doi.org/10.1111/eff.12231>
- Teshima F.A., Mello B.J.G., Ferreira F.C. & Cetra M. (2016). High β -diversity maintains regional diversity in Brazilian tropical coastal stream fish assemblages. *Fisheries Management and Ecology* **23**, 531–539. <https://doi.org/10.1111/fme.12194>
- Tilman D., Fargione J., Wolff B., D’Antonio C., Dobson A., Howarth R., *et al.* (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*.
<https://doi.org/10.1126/science.1057544>
- Tonkin J.D., Altermatt F., Finn D.S., Heino J., Olden J.D., Pauls S.U., *et al.* (2018). The role of dispersal in river network metacommunities: patterns, processes, and pathways. *Freshwater Biology* **63**, 141–163. <https://doi.org/10.1111/fwb.13037>
- Tonkin J.D., Stoll S., Jähnig S.C. & Haase P. (2016). Contrasting metacommunity structure and beta diversity in an aquatic-floodplain system. *Oikos* **125**, 686–697.
<https://doi.org/10.1111/oik.02717>
- Townsend C.R. (1989). The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **8**, 36–50. <https://doi.org/10.2307/1467400>
- Ueida V.S. & Castro R.M.C. (1999). Coleta e fixação de peixes de riachos. In: *Ecologia de peixes de riachos*. Oecologia Brasiliensis, (Eds E.P. Caramaschi, R. Mazzoni & P.R. Peres-Neto), pp. 1–22. Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, Brasil.
- VanDerWal J., Falconi L., Januchowski S., Shoo L. & Storlie C. (2014). SDMTTools: Species Distribution Modelling Tools: Tools for processing data associated with species distribution modelling exercises. *R package version 1.1-221*
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**, 130–137.
<https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Velazco S.J.E., Villalobos F., Galvão F. & De Marco Júnior P. (2019). A dark scenario for Cerrado plant species: effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. *Diversity and Distributions*. <https://doi.org/10.1111/ddi.12886>
- Venere P.C. & Garutti V. (2011). *Peixes do Cerrado: Parque Estadual da Serra Azul, rio Araguaia, MT*. RiMa, São Carlos.

- Vitorino Júnior O.B., Fernandes R., Agostinho C.S. & Pelicice F.M. (2016). Riverine networks constrain β -diversity patterns among fish assemblages in a large Neotropical river. *Freshwater Biology* **61**, 1733–1745. <https://doi.org/10.1111/fwb.12813>
- Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., et al. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* **467**, 555–561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Wang L., Lyons J., Kanehl P. & Gatti R. (1997). Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* **22**, 6–12. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1997\)022<0006:IOWLUO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1997)022<0006:IOWLUO>2.0.CO;2)
- Wang L., Lyons J., Rasmussen P., Seelbach P., Simon T., Wiley M., et al. (2003). Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, U.S.A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**, 491–505. <https://doi.org/10.1139/f03-043>
- Zbinden Z.D., & Matthews W.J. (2017). Beta diversity of stream fish assemblages: partitioning variation between spatial and environmental factors. *Freshwater Biology* **62**, 1460–1471. <https://doi.org/10.1111/fwb.12960>
- Petsch D.K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology* **101**, 113–122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N., Saveliev A.A. & Smith G.M. (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer New York, New York, NY

7. APÊNDICES

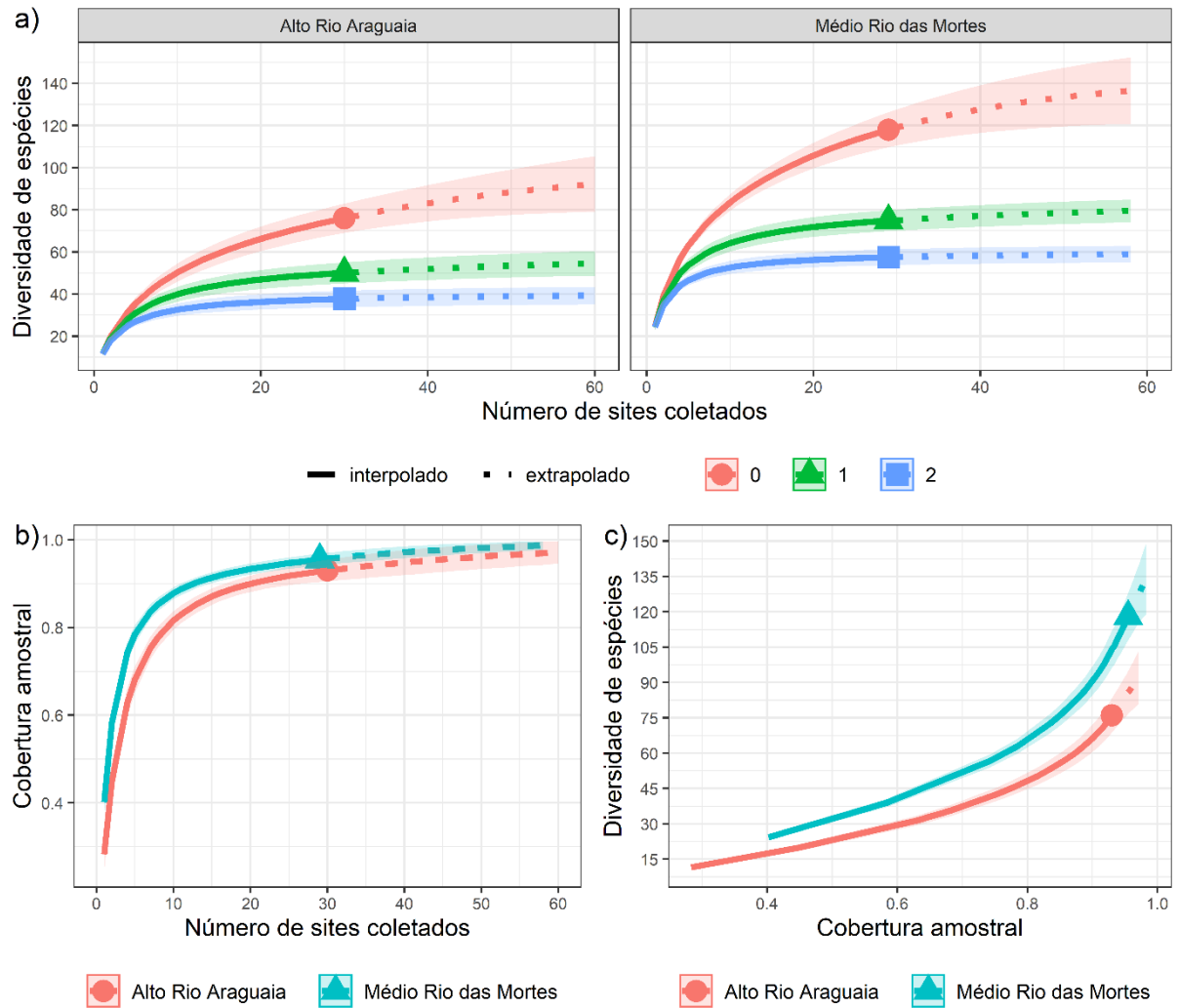


Figura S1. Esforço amostral baseada na série de diversidade de Hill para as bacias do alto Rio Araguaia e médio Rio das Mortes.

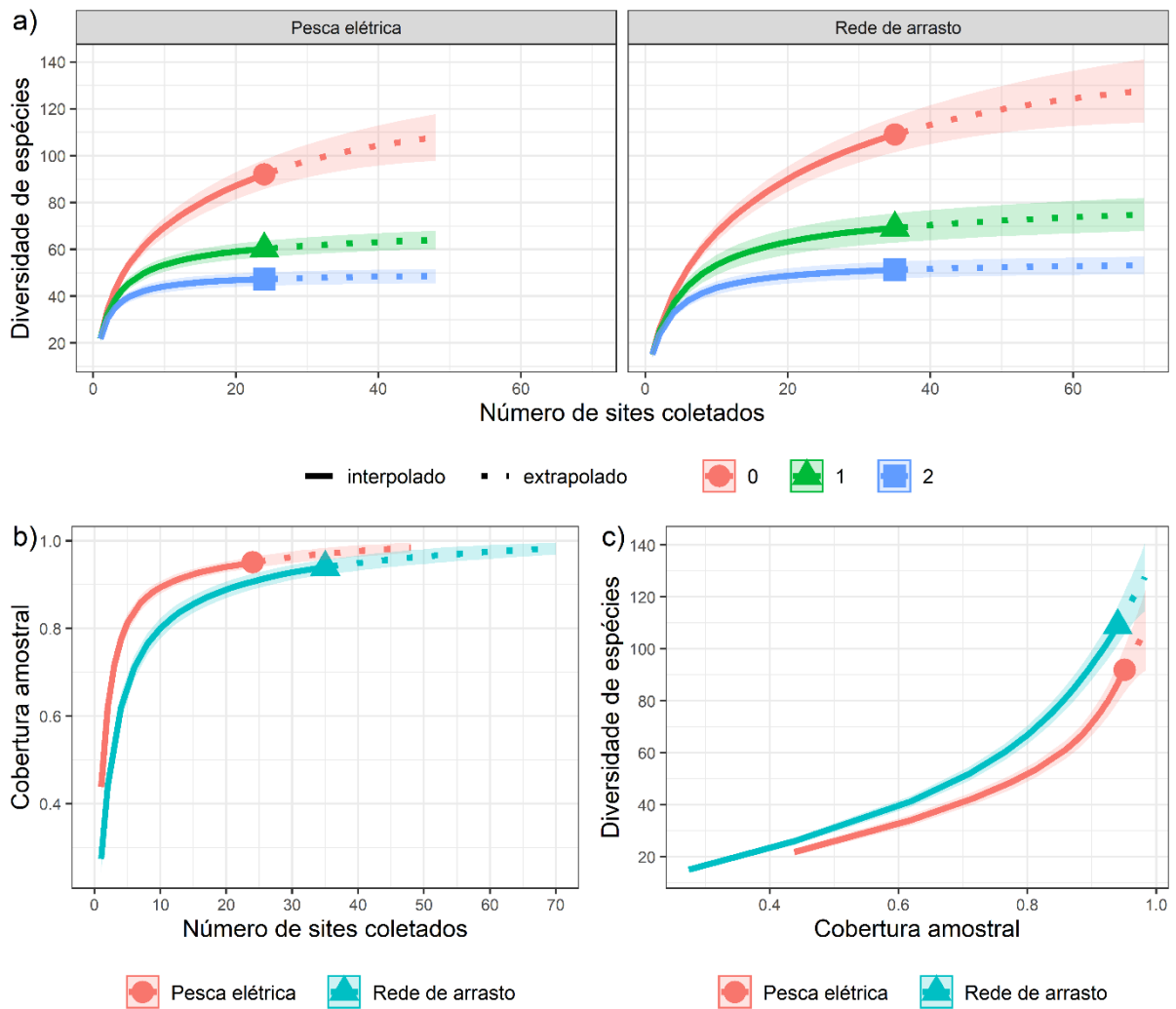


Figura S2. Esforço amostral baseada na série de diversidade de Hill para ambos os métodos de coletas pesca elétrica e rede de arrasto manual.

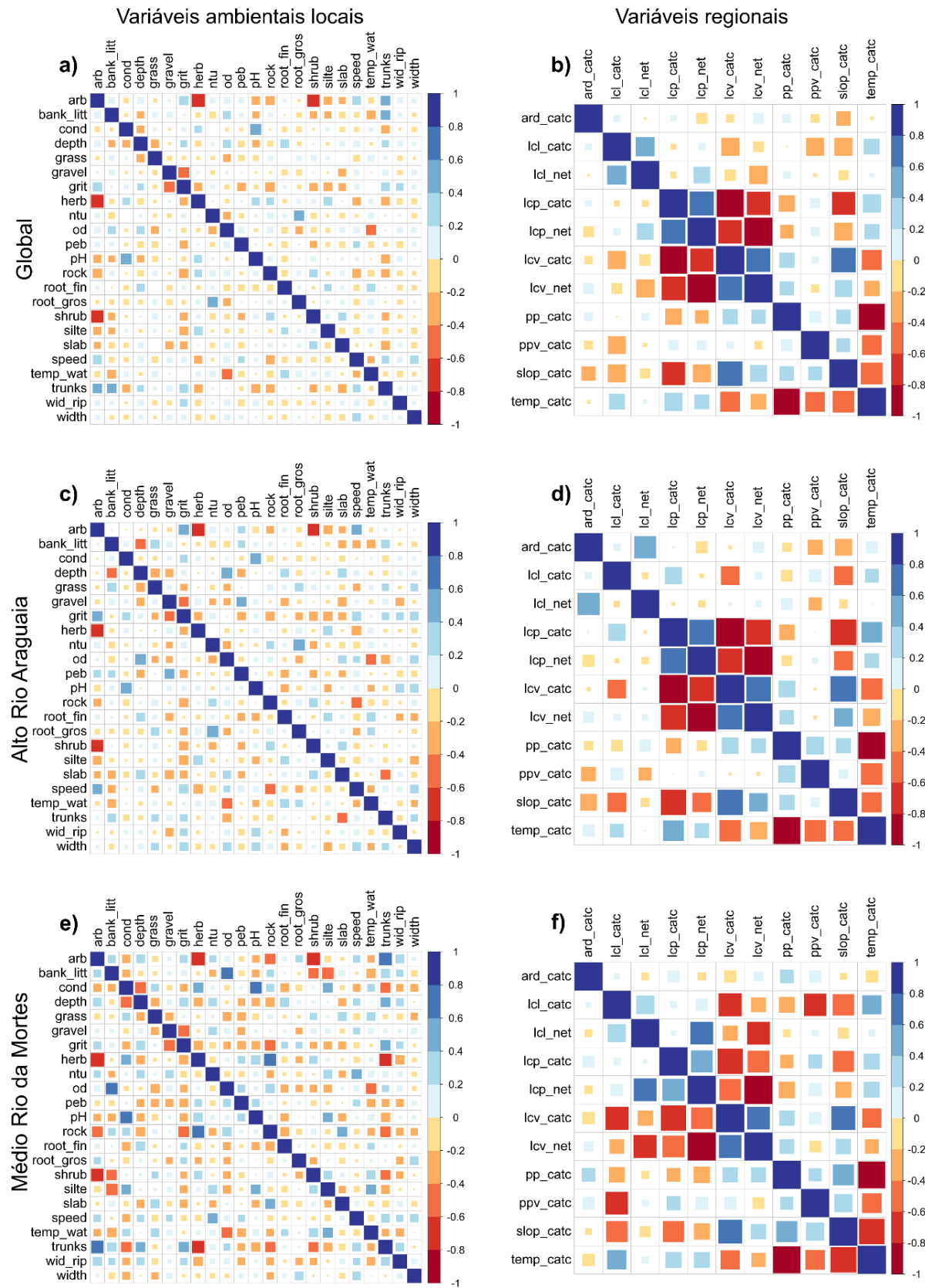


Figura S3. Matriz de correlação dos conjuntos de variáveis ambientais locais e variáveis regionais para cada modelo.

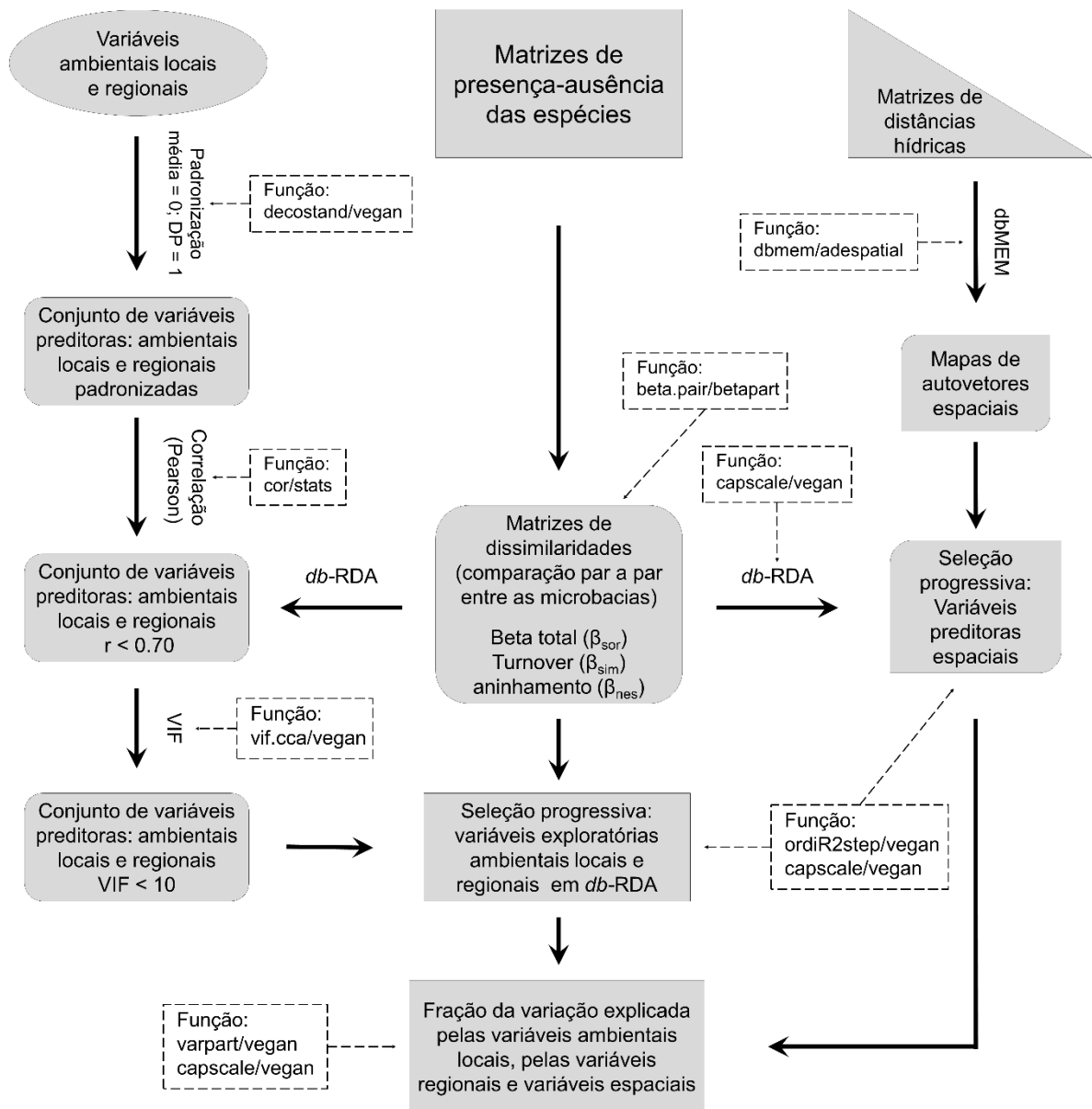


Figura S4. Fluxograma mostrando todas as etapas utilizadas nas análises de diversidade beta em comunidades de peixes de riachos em duas sub-bacias do sistema Tocantins – Araguaia.

Tabela S1. Lista com as localizações geográficas dos 59 riachos amostrados em duas sub-bacias do sistema Tocantins – Araguaia.

Ponto	Longitude	Latitude	Sub-bacia	Ordem (Strahler)	Largura média (m)	Profundidade média (m)	Nome
C01	-52,3649	-14,6795	médio Rio das Mortes	3	4,04	0,16	Córrego Salgadinho [#]
C02	-52,6074	-14,7818	médio Rio das Mortes	2	2,95	0,16	Afluente do Rio das Mortes
C03	-52,5903	-14,7405	médio Rio das Mortes	2	3,54	0,36	Córrego Queixada [#]
C04	-52,5681	-14,7332	médio Rio das Mortes	2	12,81	0,22	Afluente do Rio das Mortes
C05	-52,4533	-14,6933	médio Rio das Mortes	3	7,23	0,20	Córrego Voadeira [#]
C06	-52,6918	-14,7526	médio Rio das Mortes	2	2,28	0,34	Afluente do Rio das Mortes
C07	-52,6256	-14,733	médio Rio das Mortes	3	3,71	0,21	Afluente do Rio Noidore
C09	-52,474	-14,6481	médio Rio das Mortes	3	2,8	0,16	Córrego Barreira [#]
C10	-52,6934	-14,7001	médio Rio das Mortes	3	2,10	0,40	Afluente do Ribeirão Piau
C11	-52,3129	-14,8906	médio Rio das Mortes	3	3,62	0,22	Córrego Bacaba [#]
C12	-52,2965	-14,8308	médio Rio das Mortes	3	3,66	0,32	Córrego Cachoeirinha [#]
C13	-52,3032	-14,8058	médio Rio das Mortes	4	5,65	0,35	Córrego Duas Pontes [#]
C14	-52,381	-14,6244	médio Rio das Mortes	2	3,18	0,31	Córrego Estilac [#]
C15	-52,2174	-15,0902	médio Rio das Mortes	4	7,6	0,29	Córrego Duas Pontes [#]
C16	-52,1815	-15,1797	médio Rio das Mortes	4	3,72	0,32	Córrego Pindaibinha [#]
P01	-52,2548	-15,8537	Alto Rio Araguaia	3	3,33	0,31	Córrego Avoadeira [#]
P02	-52,2816	-15,8595	alto Rio Araguaia	1	3,24	0,14	Córrego Peixinho [#]
P03	-52,1368	-15,8541	alto Rio Araguaia	3	3,32	0,12	Córrego Pitomba [#]
P04	-52,0721	-15,8201	alto Rio Araguaia	3	3,92	0,38	Córrego Ouro Fino [#]
P05	-52,2201	-15,8755	alto Rio Araguaia	1	3,31	0,13	Córrego Águas Quentes [#]
P06	-52,2631	-15,7462	médio Rio das Mortes	1	10,60	0,23	Córrego da Areia [#]
P07	-52,3072	-15,8288	alto Rio Araguaia	1	1,99	0,13	Córrego da Lontra [#]
P08	-52,3069	-15,8426	alto Rio Araguaia	1	6,31	0,09	Afluente do Córrego Fundo
P09	-52,3103	-15,8593	alto Rio Araguaia	1	1,98	0,07	Afluente do Córrego Fundo
P10	-52,0938	-15,742	médio Rio das Mortes	3	2,90	0,45	Córrego Grande [#]
P11	-52,3773	-15,5943	médio Rio das Mortes	4	7,91	0,33	Córrego Grande [#]
P12	-52,3411	-15,6541	médio Rio das Mortes	3	5,00	0,19	Córrego Cava Funda [#]
P13	-52,2969	-15,6769	médio Rio das Mortes	3	7,76	0,44	Córrego Taquaral [#]

P14	-52,159	-15,7681	médio Rio das Mortes	3	2,66	0,09	Córrego Fogaça [#]
P15	-52,198	-15,765	médio Rio das Mortes	3	3,67	0,13	Ribeirão Ínsula [#]
P16	-52,2587	-15,7118	médio Rio das Mortes	3	4,52	0,38	Córrego Taquaralzinho [#]
P17	-52,2932	-15,7992	alto Rio Araguaia	4	5,0	0,22	Córrego Fundo [#]
P18	-52,5241	-15,5674	alto Rio Araguaia	2	4,98	0,28	Córrego do Portão [#]
P19	-52,4699	-15,5554	médio Rio das Mortes	4	4,59	0,51	Córrego da Capa [#]
P20	-52,636	-15,7172	alto Rio Araguaia	1	3,68	0,57	Córrego Cambaúva [#]
P21	-52,6223	-15,7419	alto Rio Araguaia	3	7,81	0,31	Córrego dos Índios [#]
P22	-52,5894	-15,7559	alto Rio Araguaia	1	2,61	0,17	Afluente do Córrego do Bateia
P23	-52,4299	-15,8057	alto Rio Araguaia	4	5,95	0,31	Ribeirão Ponte Queimada [#]
P24	-52,3752	-15,9761	alto Rio Araguaia	1	1,51	0,23	Afluente do Córrego Monte Negro
P25	-52,361	-15,9603	alto Rio Araguaia	1	2,14	0,28	Córrego Buritirana [#]
P26	-52,4883	-15,9053	alto Rio Araguaia	2	3,02	0,41	Córrego Marimbondo [#]
P27	-52,47	-15,8946	alto Rio Araguaia	3	2,17	0,39	Córrego Mangabeira [#]
P28	-52,4281	-15,9404	alto Rio Araguaia	4	4,48	0,31	Córrego Babilônia [#]
P29	-52,2024	-15,8602	alto Rio Araguaia	2	6,36	0,31	Córrego Buritirana [#]
P30	-52,021	-15,9325	alto Rio Araguaia	4	5,23	0,21	Ribeirão das Mulas [#]
P31	-52,1315	-15,9535	alto Rio Araguaia	4	3,99	0,30	Ribeirão Capivara [#]
P32	-52,3624	-15,7844	alto Rio Araguaia	2	2,70	0,28	Afluente do Córrego Avoadeira
P33	-52,1884	-15,8984	alto Rio Araguaia	3	5,07	0,14	Córrego Grande [#]
P34	-52,282	-15,9845	alto Rio Araguaia	4	6,32	0,27	Ribeirão Areia [#]
P35	-52,2543	-15,9414	alto Rio Araguaia	3	3,52	0,11	Córrego Jaraguá [#]
PLB01	-52,2064	-15,2592	médio Rio das Mortes	3	4,19	0,35	Córrego Sucuri [#]
PLB02	-52,232	-15,3664	médio Rio das Mortes	3	5,03	0,38	Córrego Matrinxã [#]
PLB03	-52,3202	-15,3994	médio Rio das Mortes	3	4,63	0,22	Córrego Água Limpa [#]
PLB04	-52,3772	-15,4406	médio Rio das Mortes	3	2,95	0,22	Córrego Mineiro [#]
PLB05	-52,3787	-15,4766	médio Rio das Mortes	4	6,08	0,22	Córrego Papagaio [#]
PLB06	-52,4347	-16,0792	alto Rio Araguaia	4	3,05	0,24	Córrego Caixão [#]
PLB07	-52,403	-16,0571	alto Rio Araguaia	4	1,94	0,12	Córrego Cambaúva [#]
PLB08	-52,3315	-16,0048	alto Rio Araguaia	3	2,14	0,23	Córrego do Cervo [#]
PLB09	-52,3157	-15,9843	alto Rio Araguaia	3	4,28	0,19	Córrego Grota Funda [#]

[#]Nome de acordo com a base cartográfica do Estado de Mato Grosso na escala 1.100.000/SEPLAN – MT

Tabela S2. Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo das variáveis ambientais antes da padronização abordando múltiplas escalas para 59 riachos do Cerrado presente nas duas sub-bacias separadas e combinadas do sistema Tocantins – Araguaia.

Escala			Alto Rio Araguaia (n = 30)			Médio Rio das Mortes (n = 29)			Global (n = 59)		
Regional	Variáveis	Código	Média	DP	Min - Max	Média	DP	Min - Max	Média	DP	Min - Max
Local	<i>Escala da microbacia</i>										
	Inclinação média (θ)	slp_catc	6,47	3,63	2,32 - 15,18	5,52	2,29	1,54 - 9,57	6,00	3,09	1,54 - 15,18
	Área de drenagem (km ²)	ard_catc	33,59	44,21	0,2 - 187,34	38,10	36,97	2,57 - 180,65	35,81	40,53	0,2 - 187,34
	Proporção de vegetação nativa	lcv_catc	58,05	22,39	13,67 - 95,43	59,42	17,45	15,34 - 85,6	58,72	19,95	13,67 - 95,43
	Proporção de pastagens	lcp_catc	37,66	22,36	0,49 - 85,48	27,55	14,18	7,691 - 72,733	32,69	19,32	0,49 - 85,48
	Proporção de lavouras	lcl_catc	0,97	2,09	0 - 8,72	8,28	11,08	0 - 33,98	4,56	8,66	0 - 33,98
	Temperatura média (°C)	temp_catc	23,95	0,44	22,97 - 24,65	23,87	0,58	22,56 - 24,57	23,91	0,51	22,57 - 24,65
	Precipitação média anual (mm)	pp_catc	1565,1	14,82	1538,2 - 1594,8	1584,1	21,65	1547,6 - 1645	1574,5	20,70	1538,2 - 1645
	Varição da precipitação anual	ppv_catc	82,131	0,5	81,28 - 83,2	81,98	0,41	80,95 - 82,85	82,06	0,46	80,95 - 83,2
	<i>Escala da rede hidrográfica (%)</i>										
	Vegetação nativa	lcv_net	85,33	13,01	38,39 - 100	86,00	11,73	48,61 - 97,11	85,66	12,29	38,39 - 100
	Pastagens	lcp_net	11,40	12,48	0 - 60,71	10,02	8,8	1,02 - 37,85	10,72	10,76	0 - 60,71
	Lavouras	lcl_net	0,02	0,06	0 - 0,23	0,40	1,14	0 - 5,35	0,20	0,81	0 - 5,35
	<i>Fisioquímicas</i>										
	Condutividade (μ S/cm)	cond	88,67	175,4	2 - 760	51,97	107,9	3 - 450	70,63	146,12	2 - 760
	Oxigênio dissolvido (mg/l)	od	7,40	1,90	3,93 - 10,88	8,52	1,91	5,1 - 13,13	7,95	1,97	3,93 - 13,13
	pH	pH	6,45	0,67	5,29 - 8,14	5,70	0,82	4,1 - 7,2	6,08	0,83	4,1 - 8,14
	Turbidez	ntu	3,23	6,16	0,1 - 33,2	1,76	2,00	0 - 7,8	2,51	4,63	0 - 33,2
	Temperatura da água °C	temp_wat	22,62	2,43	17,33 - 27	22,54	1,73	19,11 - 25,82	22,58	2,1	17,33 - 27
	Velocidade (m/s)	speed	0,20	0,13	0,02 - 0,49	0,21	0,13	0,03 - 0,56	0,20	0,13	0,02 - 0,56
	<i>Morfologia do canal</i>										
	Largura (m)	width	3,85	1,61	1,51 - 7,81	4,88	2,51	2,11 - 12,81	4,356	2,15	1,51 - 12,81
	Profundidade (m)	depth	0,24	0,11	0,07 - 0,57	0,28	0,11	0,09 - 0,51	0,26	0,11	0,07 - 0,57
	<i>Estruturas do substrato (%)</i>										
	Areia	grit	48,04	30,51	0 - 100	45,72	27,00	0 - 100	46,90	28,61	0 - 100
	Cascalho	gravel	16,74	17,96	0 - 61,67	24,04	22,75	0 - 88	20,33	20,61	0 - 88
	Seixos	peb	6,48	10,78	0 - 43,33	14,64	16,19	0 - 49,17	10,49	14,20	0 - 49,17
	Rocha	rock	8,11	14,39	0 - 66,17	3,76	10,36	0 - 46,67	5,97	12,65	0 - 66,17
	Laje	slab	9,62	22,67	0 - 85,83	2,96	8,68	0 - 42,83	6,35	17,45	0 - 85,83
	Silte	silte	5,544	14,38	0 - 73,33	3,93	5,02	0 - 17,50	4,75	10,78	0 - 73,33

Espacial	<i>Estrutura habitats interno (FO %)</i>										
	Troncos	trunks	47,22	28,73	0 - 100	63,79	31,52	0 - 100	55,37	31,02	0 - 100
	Banco de folh�o	bank_litt	35,56	28,73	0 - 100	52,87	31,52	0 - 100	44,07	34,15	0 - 100
	<i>Estrutura das margens (%)</i>										
	Raiz fina	root_fin	29,84	24,98	0 - 80	23,93	18,08	0 - 75	26,94	21,88	0 - 80
	Raiz grossa	root_gros	3,07	4,76	0 - 18,33	1,71	3,16	0 - 12,50	2,40	4,08	0 - 18,33
	Gramíneas	grass	0,50	1,65	0 - 8,33	0,91	2,16	0 - 8,33	0,70	1,91	0 - 8,33
	<i>Estrutura mata ciliar</i>										
	Largura média (m)	wid_rip	29,32	24,51	2,5 - 100	30,24	21,03	3 - 100	29,77	22,67	2,5 - 100
	Herbáceas (%)	herb	16,35	18,52	3 - 90	10,55	12,06	1 - 60	13,50	15,82	1 - 90
	Arbusto (%)	shrub	23,32	17,99	5 - 70	18,43	15,09	2 - 60	20,92	16,67	2 - 70
	Arbórea (%)	arb	59,42	26,53	5 - 90	72,40	22,07	20 - 97	65,80	25,10	5 - 97
	<i>Rede de drenagem</i>										
Distância hidrográfica (km)	wat_dist	49,2	29,14	2,77 - 170,7	199,14	112,67	6,04 - 361,5	574,37	453,23	2,77 - 1164,3	

Tabela S3. Lista de presença e ausências, comprimento padrão médio (CP), comprimento total médio (CT) e peso médio das espécies coletadas em 59 riachos nas duas sub-bacias do alto Rio Araguaia e médio Rio das Mortes no sistema Tocantins – Araguaia.

Ordem	Família	Espécie	CT (cm)	CP (cm)	Peso (g)	Sub-bacia	
						Araguaia	Mortes
Characiformes	Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	20,75	17,75	62,19		X
Characiformes	Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Jardine, 1841)	12,71	10,08	13,69		X
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	11,74	9,70	41,88	X	X
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus klausewitzii</i> Géry, 1960	20,62	17,62	78,99	X	X
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus</i> sp.1	8,57	6,98	9,10	X	X
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus venerei</i> Britski & Birindelli, 2008	7,31	5,89	6,28		X
Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844	25,02	21,09	175,97	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Aphyocharax alburnus</i> (Günther, 1869)	3,92	3,17	0,50	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Aphyocharax</i> sp.1	3,84	3,13	0,62		X
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax argyrimarginatus</i> Garutti, 1999	6,70	5,41	4,98	X	
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax</i> cf. <i>goyacensis</i> Eigenmann, 1908	5,88	4,74	3,14	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax elachylepis</i> Bertaco & Lucinda, 2005	8,76	7,14	11,87	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax</i> sp.	7,44	6,05	4,39		X
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax xavante</i> Garutti & Venere, 2009	4,59	3,79	1,52	X	
Characiformes	Characidae	<i>Bryconamericus novae</i> Eigenmann & Henn, 1914	3,40	2,67	0,31		X
Characiformes	Characidae	<i>Creagrutus figueiredoi</i> Vari & Harold, 2001	4,44	3,67	0,96	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Creagrutus menezesi</i> Vari & Harold, 2001	3,69	2,96	0,65	X	
Characiformes	Characidae	<i>Creagrutus seductus</i> Vari & Harold, 2001	3,01	2,42	0,23	X	
Characiformes	Characidae	<i>Hemigrammus</i> aff. <i>levis</i> Durbin, 1908	3,28	2,64	0,37	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Hemigrammus</i> cf. <i>rodwayi</i> Durbin, 1909	3,07	2,48	0,30	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>tenuis</i> Géry, 1964	3,15	2,51	0,32	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Hyphessobrycon</i> sp.	3,50	2,81	0,43	X	
Characiformes	Characidae	<i>Jupiaba acanthogaster</i> (Eigenmann, 1911)	5,59	4,49	1,91	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Jupiaba elassonaktis</i> Pereira & Lucinda, 2007	4,88	3,97	1,18		X

Characiformes	Characidae	<i>Jupiaba polylepis</i> Günther, 1864	4,61	3,65	093		X
Characiformes	Characidae	<i>Knodus cf. breviceps</i> Eigenmann, 1908	3,66	2,96	0,59	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Knodus</i> sp.	4,66	3,80	1,35		X
Characiformes	Characidae	<i>Microschemobrycon</i> sp.1	2,90	2,36	0,21		X
Characiformes	Characidae	<i>Microschemobrycon</i> sp.2	3,85	3,10	0,61	X	
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia aurantia</i> Bertaco, Jerep & Carvalho, 2011	5,73	4,51	2,59	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia cf. comma</i> Eigenmann, 1908	7,77	6,36	7,48		X
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia dichrourea</i> Kner, 1858	7,28	5,89	3,60		X
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)	5,52	4,44	1,50		X
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia oligolepis</i> Günther, 1864	5,84	4,67	3,83	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia pyrophthalma</i> Costa, 1994	6,25	4,88	2,82		X
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia</i> sp.	5,79	4,79	2,60		X
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia venerei</i> Petrolli, Azevedo-Santos & Benine 2016	3,41	2,69	0,44	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Odontostilbe</i> sp.	3,09	2,45	0,31	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Phenacogaster cf. pectinatus</i> (Cope, 1870)	3,74	2,99	0,41		X
Characiformes	Characidae	<i>Phenacogaster</i> sp.	3,69	2,97	0,49	X	X
Characiformes	Characidae	<i>Roeboexodon geryi</i> Myers, 1960	7,14	5,83	4,00		X
Characiformes	Characidae	<i>Serrapinnus cf. piaba</i> (Lütken, 1875)	2,70	2,04	0,20		X
Characiformes	Characidae	<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix & Agassiz, 1829	5,00	3,90	3,45		X
Characiformes	Characidae	<i>Tetragonopterus</i> sp.	7,42	5,94	6,10		X
Characiformes	Characidae	<i>Thayeria boehlkei</i> Weitzman, 1957	4,21	3,26	0,83		X
Characiformes	Crenuchidae	<i>Characidium cf. zebra</i> Eigenmann, 1909	3,52	2,88	0,44	X	X
Characiformes	Crenuchidae	<i>Characidium mirim</i> Netto-Ferreira, Birindelli & Buckup, 2013	3,36	2,66	0,28		X
Characiformes	Crenuchidae	<i>Characidium</i> sp.1	4,76	3,96	0,86		X
Characiformes	Curimatidae	<i>Curimatella immaculata</i> (Fernández-Yépez, 1948)	7,82	6,21	6,94		X
Characiformes	Curimatidae	<i>Cyphocharax gouldingi</i> Vari, 1992	7,12	5,68	5,84	X	X
Characiformes	Curimatidae	<i>Steindachnerina amazonica</i> (Steindachner 1911)	10,61	8,55	15,37	X	X
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz 1829)	9,80	7,98	9,18		X
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplías cf. malabaricus</i> Bloch, 1974	10,55	8,64	22,54	X	X
Characiformes	Gasteropelecidae	<i>Thoracocharax cf. stellatus</i> (Kner, 1853)	5,82	4,67	3,63		X
Characiformes	Iguanodectidae	<i>Bryconops alburnoides</i> Kner, 1858	4,57	3,70	1,07		X

Characiformes	Iguanodectidae	<i>Bryconops giacopinii</i> (Fernández-Yépez 1950)	5,62	4,60	2,12	X	X
Characiformes	Iguanodectidae	<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)	8,07	6,74	5,05	X	X
Characiformes	Lebiasinidae	<i>Pyrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	3,70	2,92	0,44	X	X
Characiformes	Parodontidae	<i>Apareiodon</i> sp.1	3,85	3,20	0,51		X
Characiformes	Parodontidae	<i>Apareiodon</i> sp.2	2,57	2,01	0,16	X	
Characiformes	Parodontidae	<i>Parodon pongoensis</i> (Allen, 1942)	6,45	5,405	3,59	X	X
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus nigricans</i> Spix & Agassiz, 1829	26,20	22,54	225,13		X
Characiformes	Serrasalminae	<i>Serrasalmus spilopleura</i> Kner, 1858	6,39	5,48	3,10		X
Gymnotiformes	Apteronotidae	<i>Apteronotus albifrons</i> Linnaeus, 1766	13,94	–	9,23	X	X
Gymnotiformes	Apteronotidae	<i>Apteronotus leptorhynchus</i> (Ellis, 1912)	10,80	–	2,14		X
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Electrophorus electricus</i> (Linnaeus, 1766)	100,0	–	1442,0		X
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	15,98	–	12,93	X	X
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus</i> sp.	6,25	–	0,89	X	X
Gymnotiformes	Rhamphichthyidae	<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu-Tân-Tue, 1964	14,39	–	1,47	X	X
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i> Lópes & Castello, 1966	12,36	–	2,75	X	X
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Sternopygus macrurus</i> Bloch & Schneider, 1801	19,76	–	11,10	X	X
Siluriformes	Aspredinidae	<i>Bunocephalus</i> sp.	7,98	6,71	3,58	X	X
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	11,19	9,49	26,03		X
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Aspidoras pauciradiatus</i> Weitzman & Nijssen, 1970	3,15	2,44	0,52	X	X
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	9,24	7,52	14,68	X	X
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Corydoras araguaiaensis</i> Sands, 1990	4,62	3,58	2,39		X
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Corydoras maculifer</i> Nijssen & Isbrücker, 1971	4,99	3,76	2,29		X
Siluriformes	Cetopsidae	<i>Cetopsis coecutiens</i> (Lichtenstein, 1819)	5,71	4,84	3,26	X	X
Siluriformes	Cetopsidae	<i>Cetopsis</i> sp.	4,47	3,74	1,07	X	X
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	3,01	2,12	0,18	X	
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Cetopsorhamdia</i> sp.2	4,09	3,17	0,43		X
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	5,24	4,24	0,97	X	X
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Imparfinis</i> sp.	5,21	4,26	1,03	X	X
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Mastiglanis asopos</i> Bockmann, 1994	3,45	2,83	0,30		X
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Phenacorhamdia somnians</i> Mees, 1974	4,36	3,50	0,48	X	X
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.	7,30	5,70	1,92		X

Siluriformes	Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.1	7,55	6,10	3,25	X	X
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.2	7,06	5,66	2,42		X
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.3	5,54	4,36	1,21	X	X
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Rhamdia quelen</i>	10,47	8,53	14,01	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Ancistrus</i> sp.1	6,17	4,67	4,13	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Ancistrus</i> sp.2	7,67	5,82	7,04		X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Ancistrus</i> sp.3	5,32	4,05	1,23		X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Aphanotorulus emarginatus</i> Valenciennes, 1840	5,04	3,76	1,03	X	
Siluriformes	Loricariidae	<i>Farlowella</i> aff. <i>oxyrryncha</i> Kner, 1853	10,24	9,45	0,97		X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Farlowella</i> aff. <i>schreitmuelleri</i> Ahl, 1937	8,89	8,16	0,62		X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hisonotus</i> sp.	2,46	1,92	0,17		X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypoptopoma gulare</i> Cope, 1878	3,82	2,98	0,37		X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus</i> aff. <i>cochliodon</i> Kner, 1854	6,32	5,73	5,52		X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus</i> cf. <i>atropinnis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1880)	8,79	6,17	10,74	X	
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus faveolus</i> Zawadzki, Birindelli & Lima, 2008	14,73	10,62	96,08		X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus</i> sp.1	5,94	4,46	5,04	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus</i> sp.2	6,59	5,03	3,42	X	
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus</i> sp.3	5,34	4,03	2,51	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus</i> sp.4	3,44	2,67	1,17	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus</i> sp.5	3,99	3,06	0,80	X	
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricaria</i> sp.1	12,89	11,56	8,63	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricaria</i> sp.2	10,82	9,61	5,87	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricaria</i> sp.3	17,22	14,61	21,16		X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Otocinclus</i> sp.	2,33	1,92	0,15	X	
Siluriformes	Loricariidae	<i>Parancistrus</i> sp.	9,62	7,57	13,76		X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Parotocinclus britskii</i> Boeseman, 1974	2,44	1,97	0,15	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Parotocinclus</i> sp.	2,37	1,93	0,14		X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Rineloricaria hasemani</i> Isbrücker & Nijssen, 1979	6,77	5,83	1,45	X	X
Siluriformes	Loricariidae	<i>Sturisoma nigrirostrum</i> Fowler, 1940	8,82	7,76	1,35	X	X
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodus ornatus</i> Ortega & Vari, 1986	15,05	12,20	22,46		X
Siluriformes	Pseudopimelodidae	<i>Microglanis</i> sp.	3,02	2,45	0,38	X	

Siluriformes	Pseudopimelodidae	<i>Pseudopimelodus</i> cf. <i>pulcher</i> (Boulenger, 1887)	4,84	3,94	2,25	X	X
Siluriformes	Trichomycteridae	<i>Ituglanis macunaima</i> Datovo & Landim, 2005	4,75	4,17	0,71	X	
Siluriformes	Trichomycteridae	<i>Stegophilus</i> sp.	3,06	2,62	0,41	X	
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	15,10	–	6,2	X	X
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Aequidens tetramerus</i> Heckel, 1840	6,70	5,15	8,51	X	X
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Apistogramma</i> sp.	3,36	2,56	0,63		X
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Biotodoma</i> aff. <i>cupido</i> Heckel, 1840	8,79	6,94	10,41		X
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Cichlasoma</i> sp.	4,55	3,58	2,39	X	
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Crenicichla labrina</i> Spix & Agassiz, 1831	7,63	6,25	4,70	X	X
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Crenicichla reticulata</i> Heckel, 1840	8,99	7,56	7,10		X
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Crenicichla</i> sp.	8,09	6,76	5,91		X
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Heros</i> aff. <i>efasciatus</i> Heckel, 1840	9,84	7,54	20,72		X
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Laetacara araguaiae</i> Ottoni & Costa, 2009	4,78	3,63	1,95		X
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Retroculus lapidifer</i> (Castelnau, 1855)	11,77	8,68	23,71		X
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Retroculus</i> sp.	9,83	8,23	18,19	X	X
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Satonoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	10,86	8,76	21,00		X
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Pamphorichthys araguaensis</i> Costa, 1991	2,09	1,69	0,61	X	X
Cyprinodontiformes	Rivulidae	<i>Melanorivulus zygonectes</i> Myers, 1927	2,66	2,13	0,21	X	X

Tabela S4. Conjunto de variáveis selecionadas em nosso modelo global final baseado em Análise de redundância baseada em distância (*db-RDA*) juntamente com os valores cumulativos de R^2 ajustado após uma seleção progressiva com critério duplo de parada. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados em distância.

Modelo	Componente	Fração	Variáveis selecionadas	R^2 ajustado
	β_{sor}	Ambiental local	pH, Oxigênio dissolvido, Turbidez, Velocidade, Largura, Profundidade, Banco de folhço, Raiz fina	0,120
		Regional	Área de drenagem, Precipitação média anual, Variação da precipitação anual	0,057
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,040
Global	β_{sim}	Ambiental local	pH, Oxigênio dissolvido, Turbidez, Velocidade, Profundidade Troncos, Raiz fina	0,270
		Regional	Área de drenagem, Precipitação média anual, Variação da precipitação anual	0,096
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,010
	β_{nes}	Ambiental local	Largura, Banco de Folhço, Porcentagem de gramíneas	0,509
		Regional	Área de drenagem, Porcentagem de lavouras nas microbacias	0,295
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,220

Tabela S5. Conjunto de variáveis selecionadas para a sub-bacia do alto Rio Araguaia em nosso modelo final baseado em Análise de redundância baseada em distância (*db*-RDA) juntamente com os valores de R^2 ajustado após uma seleção progressiva com critério duplo de parada. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados na distância.

Modelo	Componente	Fração	Variáveis selecionadas	R^2 ajustado
Alto Araguaia	β_{sor}	Ambiental local	Condutividade, Turbidez, Velocidade, Profundidade	0,145
		Regional	Área de drenagem, Precipitação média anual	0,055
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,027
	β_{sim}	Ambiental local	Turbidez, Velocidade, Raiz finas	0,393
		Regional	Área de drenagem, Precipitação média anual	0,089
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,060
	β_{nes}	Ambiental local	Condutividade, Profundidade	0,908
		Regional	Variação da precipitação anual	0,468
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,078

Tabela S6. Conjunto de variáveis selecionadas para a sub-bacia do médio Rio das Mortes em nosso modelo final baseado em Análise de redundância baseada em distância (*db*-RDA) juntamente com os valores de cumulativos de R^2 ajustado após uma seleção progressiva com critério duplo de parada. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados na distância.

Modelo	Componente	Fração	Variáveis selecionadas	R^2 ajustado
	β_{sor}	Ambiental local	Profundidade, Banco de folhiço, Porcentagem de gramíneas, Porcentagem de vegetação arbórea	0,139
		Regional	Área de drenagem, Precipitação média anual, Variação da precipitação anual	0,084
		Espacial (dbMEM)	MEM1, MEM2	0,055
Rio das Mortes	β_{sim}	Ambiental local	Turbidez, Temperatura da água, profundidade, Troncos, Raiz fina	0,221
		Regional	Precipitação média anual, Variação da precipitação anual	0,108
		Espacial (dbMEM)	MEM1, MEM3	0,084
	β_{nes}	Ambiental local	Largura, Porcentagem de gramíneas	0,569
		Regional	Área de drenagem, Porcentagem de lavouras nas microbacias	0,294
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,043

Tabela S7. Modelo global da partição da variância mostrando a influência do conjunto de variáveis preditoras (*i.e.*, variáveis ambientais locais, variáveis regionais e do espaço) sobre os componentes da diversidade beta em comunidade de peixes de riachos em duas sub-bacias do sistema Tocantins-Araguaia. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados na distância.

Modelo	Componente	Fração	Conjunto de variáveis	R ² ajustado	F	Pr(>F)
	β_{sor}	Ambiental local	pH, Oxigênio dissolvido, Turbidez, Velocidade, Largura, Profundidade, Banco de folhíço, Raiz fina	0,06	1,4733	0,001 ***
		Regional	Área de drenagem, Precipitação média anual, Variação da precipitação anual	0,017	1,3213	0,007 **
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,022	2,1904	0,001 ***
Global	β_{sim}	Ambiental local	pH, Turbidez, Velocidade, Profundidade, Troncos, Raiz fina	0,089	1,9345	0,001 ***
		Regional	Área de drenagem, Precipitação média anual, Variação da precipitação anual	0,047	1,9265	0,001 ***
		Espacial (dbMEM)	MEM1			
	β_{nes}	Ambiental local	Largura, Banco de folhíço, Porcentagem de gramíneas	0,060	2,5986	0,025 *
		Regional	Área de drenagem, Porcentagem de lavouras nas microbacias	<u>0,000</u>	-0,177	0,938
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,109	9,299	0,001 ***

O asterisco indica o nível de significância do teste (*P < 0,05; **P < 0,005; ***P < 0,001). Resultado indicado por 0,000 corresponde a fração negativa, nesse caso o valor foi truncado em zero pois as variáveis explanatórias explicam menor variação do que as variáveis normais aleatórias (Legendre 2008).

Tabela S8. Partição da variância mostrando a influência do conjunto de variáveis preditoras (*i.e.*, variáveis ambientais locais, variáveis regionais e do espaço) sobre os componentes da diversidade beta em comunidade de peixes de riachos na sub-bacia do alto Rio Araguaia. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados na distância.

Modelo	Componente	Fração	Conjunto de variáveis	R^2_{ajustado}	F	Pr(>F)
	β_{sor}	Ambiental local	Condutividade, Turbidez, Velocidade, Profundidade	0,051	1,3704	0,003 **
		Regional	Área de drenagem, Precipitação média anual	<u>0,000</u>	0,9837	0,514
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,002	1,0565	0,389
Alto Araguaia	β_{sim}	Ambiental local	Turbidez, Velocidade, Raiz fina	0,141	2,5367	0,001 ***
		Regional	Área de drenagem, Precipitação média anual	0,023	1,3546	0,141
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,019	1,5623	0,116
	β_{nes}	Ambiental	Condutividade, Profundidade	0,184	4,2714	0,008 *
		Regional	Variação da precipitação anual	0,030	2,0349	0,234
		Espacial (dbMEM)	MEM1	0,008	1,3015	0,387

O asterisco indica o nível de significância do teste (* $P < 0,05$; ** $P < 0,005$; *** $P < 0,001$). Resultado indicado por 0,000 corresponde a fração negativa, nesse caso o valor foi truncado em zero pois as variáveis explanatórias explicam menor variação do que as variáveis normais aleatórias (Legendre 2008).

Tabela S9. Partição da variância mostrando a influência do conjunto de variáveis preditoras (*i.e.*, variáveis ambientais locais, variáveis regionais e do espaço) sobre os componentes da diversidade beta em comunidade de peixes de riachos na sub-bacia médio Rio das Mortes. Abreviações: β_{sor} = diversidade beta total; β_{sim} = substituição (*turnover*); β_{nes} = aninhamento; dbMEM = mapas de autovetores de Moran baseados na distância.

Modelo	Componente	Fração	Conjunto de variáveis	R ² _{ajustado}	F	Pr(>F)
	β_{sor}	Ambiental local	Profundidade, Banco de folhiço, Porcentagem de gramíneas, Porcentagem de vegetação arbórea	0,064	1,4385	0,002 **
		Regional	Área de drenagem, Precipitação média anual, Variação da precipitação anual	0,028	1,2454	0,042 *
		Espacial (dbMEM)	MEM1, MEM2	0,030	1,3858	0,016 *
Rio das Mortes	β_{sim}	Ambiental local	Turbidez, Temperatura da água, profundidade, Troncos, Raiz fina	0,118	1,7444	0,001 ***
		Regional	Variação da precipitação anual	0,007	1,0943	0,365
		Espacial (dbMEM)	MEM1, MEM3	0,003	1,0407	0,456
	β_{nes}	Ambiental	Largura, Porcentagem de gramíneas	0,203	4,8713	0,002 **
		Regional	Área de drenagem, Porcentagem de lavouras	0,081	2,5482	0,032 *
		Espacial (dbMEM)	MEM1	<u>0,000</u>	0,3016	0,806

O asterisco indica o nível de significância do teste (*P < 0,05; **P < 0,005; ***P < 0,001). Resultado indicado por 0,000 corresponde a fração negativa, nesse caso o valor foi truncado em zero pois as variáveis explanatórias explicam menor variação do que as variáveis normais aleatórias (Legendre 2008).