

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



Nova Xavantina–MT

2016

Fagner Junior Machado de Oliveira

**PROCESSOS ESPACIAIS E AMBIENTAIS CONTROLANDO A ESTRUTURA DA
METACOMUNIDADE DE PEIXES DE RIACHOS DO MÉDIO RIO ARAGUAIA,
BRASIL CENTRAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação
em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado
de Mato Grosso como parte dos requisitos para obtenção
do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Dilermando Pereira Lima Junior

Nova Xavantina–MT

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação na (CIP)

O48p

Oliveira, Fagner Junior Machado de.

Processos espaciais e ambientais controlando a estrutura da metacomunidade de peixes de riachos do Médio Rio Araguaia, Brasil Central [Dissertação] / Fagner Junior Machado de Oliveira - Nova Xavantina: 2016.

49 f.: il.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre.

Orientador: Prof. Dr. Dilermando Pereira Lima Junior.

Dissertação (Mestrado) – UNEMAT – Campus de Nova Xavantina, Programa de Pós – Graduação em Ecologia e Conservação, 2016.

Bibliografia.

Material suplementar.

1. Peixes – Processos ambientais e espaciais – Riachos do Médio Rio Araguaia. 2. Ictiofauna – Diversidade beta. 3. Peixes – Aninhamento de espécies. I. Lima Júnior, Dilermando Pereira. II. UNEMAT, Campus de Nova Xavantina. III. Título.

CDU 567(817)

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Téc.: Aquisição e Tratamento da Informação.
Bibliotecária – Nilva Pereira Silva – CRB-1/860 – UFMT/Pontal do Araguaia.

Fagner Junior Machado de Oliveira

**Processos espaciais e ambientais controlando a estrutura da metacomunidade de peixes
de riachos do Médio Rio Araguaia, Brasil Central**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre.

Aprovado em, 16 de fevereiro de 2016, pela BANCA EXAMINANDORA:

Dr. Dilermando Pereira Lima Junior
Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT
Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde
Orientador

Dr. Eddie Lenza de Oliveira
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
Departamento de Ciências Biológicas
Membro Titular/Interno

Dr. Denis Silva Nogueira
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
Não vinculado ao Programa de Pós Graduação
Membro Titular/Externo

Dra. Vanessa Veltrini Abril
Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT
Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde
Suplente

DEDICATÓRIA

À minha família, em especial aos meus pais (Geni e Raimundo), aos meus irmãos (Douglas Roger, Geovanna e Israel Santiago) e à Tia Osmira. E a todos os meus amigos.

Agradecimentos

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação pela oportunidade e aos professores pelas valorosas discussões e disciplinas ministradas. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida.

Ao meu orientador Dr. Dilermando Pereira Lima Junior por ter aceitado a missão de me orientar. Obrigado pela paciência, apoio, incentivo às pesquisas, por não ter medido esforços para que esse trabalho fosse feito e pelos momentos de descontração.

À minha família, em destaque agradeço a meus pais (Geni e Raimundo), irmãos (Douglas Roger, Geovanna e Israel) e minha Tia Osmira por sempre estarem apoiando e aceitando juntamente comigo os meus desafios. Eles são tudo e mais um pouco para mim.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos (Luciano, Pablo, Nina e João Carlos), LACROM (Cida, Mariana, Lucas Heber, Augusto Henck, Profa. Dra. Vanessa Veltrini e Profa. Dra. Ludier Kesser) e LaHRA (Prof. Dr. Sérgio Marcelino, Andressa e Glaucia) pelos momentos de ajuda, discussões científicas e descontrações.

Sou muito grato aos meus amigos (Luciano, Pablo, Nina, João Carlos, Lucas Ferreira, Augusto Henck, Dr. Sérgio e Orientador) que fizeram o trabalho acontecer com a ajuda nas coletas de campo encarando os perigos da vida selvagem e na triagem dos peixes porque o trabalho foi *level hard*.

Aos meus colegas das Kitnets (Gilmar, José Carlos, Taynã, Luciano e Fernando e sua família) pelos momentos de tomar tereré, churrascos, jantas e almoços e assistir séries. Uma grande família. Em destaque aqui ao Luciano pelo *help* desde quando cheguei ao Mato Grosso.

À minha amiga “Peixóloga” Dianne Michelle pelo apoio, mesmo distante e nos poucos momentos presentes esteve sempre à disposição compartilhando o seu conhecimento e momentos de alegrias.

À turma de mestrado de 2014 (Ana Clara, Eduardo, Nadjarriny, Pablo, Ana Carla, Jefferson, Daiana, Letícia, Fernando, Everton e Diego) pelas festas, banhos de rio, churrascos, almoços e por todos os momentos de alegrias. Ah! Também pelas discussões científicas na Universidade, no Boteco Ecológico, na beira do Rio das Mortes.

Ao Prof. Dr. Fernando Pedroni e à rede Com Cerrado pelo auxílio na compra de equipamento de campo.

Aos professores Dr. João Nabout e Dr. Fabrício Barreto Teresa por emprestar as sondas multiparâmetros para medir as variáveis limnológicas na primeira campanha de coletas.

Aos donos das propriedades rurais que nos atenderam atenciosamente e permitiram que coletássemos as comunidades de peixes nos riachos dentro de suas fazendas.

Aos membros da banca pelas contribuições para a melhoria do trabalho.

SUMÁRIO

ABSTRACT	8
RESUMO	9
1 INTRODUÇÃO	10
2 MATERIAL E METÓDOS	14
2.1 Área de estudo	14
2.2 Amostragens da ictiofauna	15
2.3 Caracterização física dos riachos e caracterização físico-química da água.....	16
2.4 Análises numéricas	17
2.4.1 <i>Análise da abundância</i>	17
2.4.2 <i>Análise da diversidade beta</i>	20
3 RESULTADOS	20
3.1 Influência das variáveis ambientais e espaciais sobre a abundância	21
3.5 Influência das variáveis ambientais e espaciais sobre a diversidade beta	22
4 DISCUSSÃO	23
5 CONCLUSÃO	27
6 REFERÊNCIAS	29
7 MATERIAL SUPLEMENTAR	38

ABSTRACT

Understanding the influence of environmental and spatial processes on organizational patterns and distribution of metacomunidades have been an important focus in ecology. In this study we explored the influence of environmental and spatial processes on the abundance and beta diversity of the fish metacommunity of streams in middle Araguaia river basin in Central Brazil. The abundance was predominantly explained by spatial processes. The total beta diversity was explained by environmental and spatial processes. Meanwhile β_{sne} (nestedness) and β_{sim} (turnover) components were more related to spatial and environmental variables, respectively. Streams distance was the main factor to influence on abundance communities while the beta diversity was affected by spatial and environmental processes. The metacommunity of fishes is structured in a neutral niche continued, responding to a theoretical dynamic neutral model and species sorting. These results provide relevant information for the creation of conservation strategies of dispersion routes and habitat of stream fishes communities.

Keywords: neutral-niche, scales, turnover, nested, distance

RESUMO

Compreender a influência dos processos ambientais e espaciais sobre a organização e distribuição das metacomunidades tem sido o foco em ecologia. Neste estudo exploramos a importância dos processos ambientais e espaciais sobre a abundância das espécies e a diversidade beta da metacomunidade de peixes de riachos do Médio Rio Araguaia no Brasil Central. A abundância de espécies de peixes foi explicada predominantemente pelos processos espaciais. A diversidade beta total foi explicada por processos ambientais e espaciais. Por outro lado, os dois componentes da diversidade beta (β_{sne} - aninhamento das comunidades e de β_{sim} - mudança de composição) foram mais relacionados com variáveis espaciais e ambientais, respectivamente. A distância entre os riachos tem influência predominante sobre as abundâncias das espécies de peixes das comunidades ao mesmo tempo a diversidade beta é determinada por processos espaciais e ambientais. A metacomunidade de peixes é estruturada em um contínuo neutro-nicho, respondendo a uma dinâmica teórica *neutral model* e *species sorting*. Esses resultados fornecem informações relevantes para a criação de estratégias de conservação dos caminhos de dispersão e habitats das comunidades de peixes de riachos.

Palavras-chave: neutro-nicho, escalas, mudança na composição, aninhada, diversidade beta

1 INTRODUÇÃO

Estudos recentes em Ecologia de Comunidades buscam quantificar a importância relativa de processos ambientais e espaciais sobre a distribuição e a organização das comunidades biológicas em diferentes ecossistemas (Alahuhta et al., 2013; Al-Shami et al., 2013; Erős et al., 2014; Göthe et al., 2014; Patrick et al., 2014). Os processos ambientais são caracterizados pelas características bióticas e abióticas de um determinado local (e.g., disponibilidade de recurso, parceiros reprodutivos, competição e estrutura física), que por sua vez, podem modificar a estrutura e a organização das comunidades, pois as espécies são dependentes das características dos habitats e das interações biológicas (i.e., o seu nicho; *sensu* Hutchinson 1957) para estabelecer populações viáveis (Hoeinghaus et al., 2007; Felipe & Suárez, 2010; Teresa & Casatti, 2012). Por outro lado, os processos espaciais estão associados à distância entre as manchas de habitat e o seu grau de isolamento. Os processos espaciais e ambientais são limitantes para dispersão ou estabelecimento dos indivíduos e podem, por consequência, aumentar ou diminuir a similaridade entre comunidades locais (Heino et al., 2010; Grönroos et al., 2013; Kuglerová et al., 2014).

Existem duas linhas teóricas básicas de pensamento sobre os processos estruturadores das comunidades em ambientes naturais. A primeira é a Teoria do Nicho Ecológico (Hutchinson 1957), a qual é baseada em uma visão determinística - i.e., a organização das comunidades é determinada pelas condições abióticas e bióticas dos locais. A segunda é a Teoria Neutra Unificada da Biodiversidade e Biogeografia (Hubbell 2001), a qual tem uma visão estocástica - i.e., as espécies das comunidades são equivalentes ecologicamente e o que limita a sua presença em um habitat é a sua capacidade de dispersão, por sua vez influenciada por processos geográficos (Hubbell, 2001; Cassemiro & Padial, 2008). Atualmente, as premissas das duas teorias estão incorporadas nos modelos teóricos de metacomunidades (veja Leibold et al., 2004; Logue et al., 2011; Heino, 2013).

As metacomunidades são conjuntos de comunidades locais potencialmente conectadas por dispersão dos indivíduos (Leibold et al., 2004; Holyoak et al., 2005). A Teoria de Metacomunidade é estruturada por quatro mecanismos: (i) *species sorting* (SS) prediz que a organização das comunidades locais é determinada pela heterogeneidade ambiental e interações biológicas (ii) *patch dynamics* (PD) assume que as manchas de habitats são equivalentes e são capazes de sustentar diversas populações e a diversidade das manchas são limitadas pela dispersão dos indivíduos, (iii) *mass effects* (ME) mecanismo no qual a dinâmica das comunidades locais são reguladas pela dispersão dos indivíduos entre as diferentes manchas de habitat de melhor qualidade para habitat de pior qualidade e (iv) *neutral model* (NM) prediz que a dinâmica das comunidades é determinada pelo movimento aleatório das espécies entre as comunidades (Leibold et al., 2004; Cottenie, 2005). Diante dessas definições, esperamos que comunidades estruturadas sobre influência maior dos processos ambientais se adequem aos seguintes mecanismos SS, PD e ME, enquanto aquelas estruturadas pelas características do espaço são explicadas pelo mecanismo NM (Cottenie, 2005; Logue et al., 2011). Assim, para uma melhor compreensão da estrutura das metacomunidades, é possível particionar em esses mecanismos em processos, tais como interações biológicas, os filtros ambientais e dispersão (Meynard et al., 2013).

As metacomunidades de peixes de riachos são bons modelos para investigar a importância de processos determinísticos e neutros sobre a estrutura das metacomunidades (Perkin & Gido, 2012; Mundim Junior & Suárez, 2015), já que os riachos têm algumas características intrínsecas, como: (i) Os riachos ocupam grande extensão de habitat da bacia hidrográfica e estão distribuídos em redes dendríticas com diferentes graus de conectividade. (ii) As suas condições ambientais e dimensões variam no espaço e tempo (Altermatt, 2013; Driver & Hoeinghaus, 2015); essa alta variabilidade permite a diversificação de habitats (Casatti et al., 2010; Perkin & Gido, 2012; Teresa & Casatti, 2012; Branco et al., 2014) e faz

com que a esses sistemas estejam associados um conjunto particular de espécies (e.g., espécies endêmicas; Acunã et al. 2014). (iii) Os riachos também são fortemente influenciados por processos geológicos como mudança na rede hidrográfica das bacias, mudanças climáticas (Buckup, 1999). Tomados em conjunto, os processos associados a esses três aspectos podem interferir nos eventos de colonização, estabelecimento ou extinção local, imigração e conseqüentemente formar comunidades singulares (Buckup, 1999; Blanchet et al., 2014b).

De maneira similar podemos também avaliar a importância dos processos ambientais e espaciais sobre a diversidade beta, i.e., a diferença na composição de espécies entre duas comunidades. A diversidade beta está associada a dois fenômenos: a mudança de composição (*turnover*) e o aninhamento (*nesting*) das comunidades (Baselga, 2010). Sendo assim, é essencial discernir a contribuição de cada um desses fenômenos para melhorar o entendimento da estrutura das metacomunidades, uma vez que a predominância de um fenômeno sobre o outro está relacionada com a influência de processos ecológicos distintos. Como mostrado por Baselga (2010), o componente mudança de composição entre os locais e ao longo do tempo, reflete a aspectos associadas à ocorrência de espécies raras ou mesmo endêmicas. Ao mesmo tempo, o componente de aninhamento da diversidade beta está relacionado com uma ordem previsível de perdas de espécies, i.e., que as comunidades menos ricas serão um subconjunto particular de espécies de comunidade mais ricas. Compreender os processos ambientais e espaciais associados à variação na diversidade beta é de extrema importância para o entendimento dos fenômenos ecológicos básicos associados à estrutura e a dinâmica das comunidades (Tuomisto, 2010).

Embora o número de publicações testando a Teoria de Metacomunidades de riachos tenha crescido nos últimos anos (Mundim Junior & Suárez, 2015 para uma revisão), a maior parte dos estudos foi realizado no hemisfério norte com comunidades de macroinvertebrados,

zooplâncton e peixes (Cottenie & De Meester 2004; Göthe et al. 2013; Grönroos et al. 2013; Henriques-Silva et al. 2013; Bini et al. 2014; Göthe et al. 2014; Heino et al. 2015). Porém na região neotropical há um grande potencial para estes tipos de estudos, estima-se que as águas continentais neotropicais (i.e. riachos, rios e lagos) abrigam cerca de 8.000 espécies de peixes, com as mais diversas estratégias de reprodução, forrageio e defesas (Winemiller et al., 2008). Deste total, aproximadamente 2.122 espécies de peixes são abrigadas nas águas continentais brasileiras, o que representa aproximadamente 21% das espécies do mundo (Agostinho et al., 2005), onde cerca de 50% das espécies vivem em riachos, locais com alto endemismo (Castro et al., 2003). Tamanha diversidade evidencia o potencial desse tipo de ambiente para estudos sobre metacomunidades e a importância de entendermos os processos ecológicos responsáveis por sua organização. Tais informações são de alta relevância para orientar medidas corretas de conservação, uma vez que os riachos têm sofrido com múltiplos tipos de impactos antrópicos (Villéger et al., 2011; Casatti et al., 2012; Perkin et al., 2015).

Esse estudo tem por objetivo responder a seguinte pergunta: qual a importância dos processos ambientais e espaciais na abundância e na diversidade beta da metacomunidade de peixes de riachos da região do Médio Rio Araguaia? Para isso buscamos: (i) quantificar a importância dos processos ambientais e espaciais sobre as comunidades locais; e (ii) avaliar a influência dos processos ambientais e espaciais sobre os diferentes componentes de diversidade beta. Esperávamos que os processos ambientais fossem determinantes na abundância das comunidades locais; pois, sabe-se que uma estrutura de uma comunidade local de peixes é predominantemente influenciada pelas condições intrínsecas do habitat (Hoeninghaus et al., 2007; Casatti et al., 2010; Teresa & Casatti, 2012; veja também Olden et al., 2001, De Bie et al., 2012). Por outro lado, esperávamos que a substituição e o aninhamento de espécies, ou a diversidade beta, fossem mais influenciada por processos

espaciais uma vez que a distância entre os habitats afeta diretamente a capacidade de dispersão das espécies.

2 MATERIAL E METÓDOS

2.1 Área de estudo

Amostramos 35 riachos localizados na região do Médio Rio Araguaia, no leste do Estado de Mato Grosso (Figura 1). O clima da região é do tipo *Aw* de Köppen (Kottek et al., 2006) com duas estações bem definidas (inverno seco e verão chuvoso); a temperatura média anual varia entre 22 e 25°C e a precipitação anual oscila entre 1.200 e 1.800 mm (FEMA 2000).

Os riachos estão distribuídos em duas serras (Serra Azul e Serra do Taquaral, Barra do Garças-MT) e em regiões de vales (Aragarças-GO e Pontal do Araguaia-MT). Estas duas serras formam um divisor de águas, formando as sub-bacias do Rio das Mortes e Rio Araguaia. Os riachos da face norte das serras são mais extensos e drenam em pequenas sub-bacias que pertencem Rio das Mortes. Os riachos coletados na face sul da Serra Azul e da Serra do Taquaral e os riachos de vales drenam diretamente para o Rio Araguaia.

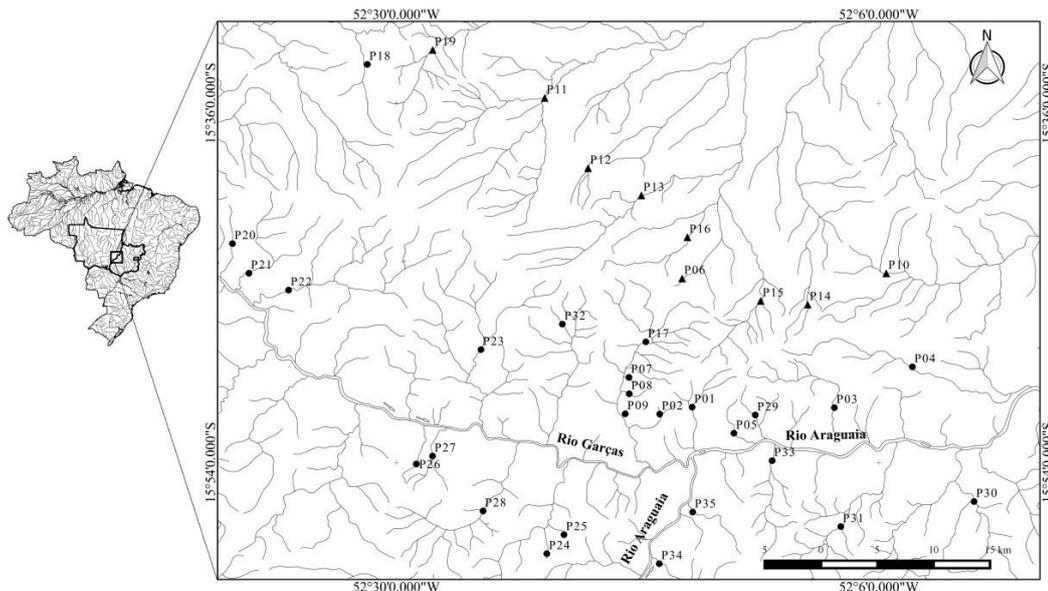


Figura 1: Localização dos riachos na sub-bacia do Rio Araguaia (●: P01, P02, P03, P04, P05, P07, P08, P09, P17, P18, P20, P21, P22, P23, P24, P25, P26, P27, P28, P29, P30, P31, P32, P33, P34, P35) e em pequenas sub-bacias que drenam para o Rio das Mortes (▲: P06, P10, P11, P12, P13, P14, P15, P16, P19) ao leste de Mato Grosso, Brasil.

2.2 Amostragens da ictiofauna

Amostramos as comunidades de peixes em duas coletas de campo realizadas na estação seca de 2014 (agosto e setembro) e de 2015 (junho e agosto). Em cada riacho coletamos os peixes em um trecho de 50 metros empregando modo de captura ativo com esforço amostral padronizado em uma hora de coleta para quatro coletores. A captura de peixes é limitada pela presença de rochas, raízes, buracos nas margens, troncos e galhos. Por isso utilizamos diferentes tipos de apetrechos de pesca (redes de arrasto 0,24 mm e puçás) para a captura de indivíduos/espécies com diferentes comportamentos de uso do habitat.

Sacrificamos os indivíduos coletados com benzocaína (éster etílico do ácido paraaminobenzóico) como recomendado pelo Conselho Federal de Medicina Veterinária (CFMV, 2012). Em laboratório fixamos os indivíduos em formaldeído a 10% e após 72 horas

lavamos e conservamos os peixes em álcool a 70%. Medimos todos os indivíduos (comprimentos padrão e total), pesamos e identificamos até o nível de espécie. Classificamos em morfotipos no nível de gênero aqueles indivíduos que não foi possível à identificação até o nível de espécie para uma consulta posterior a especialistas.

Todas as coletas foram autorizadas pelo Instituto Chico Mendes da Conservação e Biodiversidade (ICMbio) (Licença nº. 45316-1). 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 Caracterização física dos riachos e caracterização físico-química da água

Calculamos a declividade (D) de cada riacho utilizando dados de altitude (máxima (H_{\max}) e mínima (H_{\min})) e comprimento (C) mediante a equação $D = H_{\max} - H_{\min} / C$. Obtivemos os dados de altitude a partir da análise de um mosaico de imagens SRTM (SD-22-Y-C, SD-22-Y-D, SE-22-V-A e SE-22-V-B) disponíveis no site da Embrapa (www.relevobr.cnpm.embrapa.br/download/mt/mt.htm). Calculamos o comprimento de cada riacho analisando o *shape* da hidrografia da região disponível no site (<http://www.seplan.mt.gov.br/>). Analisamos as imagens usando o programa Quantum Gis 2.8 Wien (Qgis).

Em cada riacho, medimos as características estruturais dos ambientes, como estruturas presentes nas margens (arbustos, raízes finas, raízes grossas), fluxo (medido por meio do método de tempo de deslocamento de um objeto flutuante em uma extensão de 1 m), largura do riacho, porcentagem de cada tipo de substrato (arenoso, argiloso, folhiço, macrófitas, tronco, rocha, seixo), presença de estruturas nos leitos dos riachos que podem fornecer abrigo ou alimentação para peixes (e.g., banco de folhiço, troncos e outros), profundidade (medida em metros), vegetação marginal (arbórea, arbustiva, herbácea). Medimos as variáveis ambientais em seis pontos com 10 metros de distância um do outro ao longo da transecção.

Para caracterização físico-química da água mensuramos a condutividade, o oxigênio dissolvido, o pH, a temperatura da água, a turbidez em um único ponto no início do transecto com sonda multiparâmetro Horiba modelo U-50.

2.4 Análises numéricas

2.4.1 Análise da abundância

Avaliamos a importância relativa das variáveis ambientais e espaciais sobre abundância das espécies de peixes das comunidades locais por meio de Análises de Redundância parcial (pRDA; Borcard et al., 1992). A pRDA é uma extensão da análise de regressões múltiplas na qual usa-se um conjunto de variáveis preditoras relacionando com a composição das espécies (Gotelli & Ellison, 2011). Para isso, realizamos uma transformação de Hellinger para a matriz biótica com dados de abundância das espécies (Peres-Neto et al., 2006). Transformamos os dados ambientais (com exceção do pH) em $\log(\text{variável}+1)$ e a variável de porcentagem de menor frequência removemos da tabela de variáveis ambientais (Figura 2).

Para as variáveis espaciais construímos uma matriz de distâncias hídrica (i.e., a distância entre os pontos pelo curso da água) entre os pontos amostrais. Posteriormente, essa matriz foi expressa como um conjunto de eixos ortogonais por meio de uma análise de coordenadas principais de matrizes de vizinhança (PCNM) utilizando a função *pcnm* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2015) (Figura 2).

Para verificar a colinearidade entre as variáveis ambientais fizemos a análise de Fator de Inflação da Variância (VIF). Valores de $VIF > 20$ indicam forte colinearidade, ao passo que valores de VIF abaixo de 10 indicam ausência colinearidade. (Borcard et al., 1992, 2011). Portanto, utilizamos somente as variáveis com $VIF < 10$ nas pRDA (veja a Tabela S3). Para reduzir a inflação do erro tipo I selecionamos as variáveis espaciais usando o método de seleção progressiva (*Forward selection*) (Borcard et al., 1992; Peres-Neto et al., 2006).

Reduzimos a dimensionalidade das variáveis ambientais utilizando a função *envfit* implementada no pacote *vegan*. O método *envfit* seleciona as variáveis ambientais a partir do ajuste das médias em uma ordenação NMDS entre as variáveis preditoras e respostas, sendo apenas as variáveis significantes selecionadas (Oksanen et al., 2015). Por meio do procedimento de partição de variância avaliamos a influência individual e conjunta dos processos ambientais e espaciais sobre a abundância das espécies da metacomunidade (Borcard *et al.*, 1992; Legendre and Legendre, 1998). Os coeficientes de determinação ajustados (R^2) derivados desse procedimento dividem a explicação em quatro componentes: (i) fração da variação explicada apenas pelos fatores ambientais, (ii) a fração explicada somente por fatores espaciais, (iii) a fração de variação explicada pelos fatores ambientais que estão espacialmente estruturados e (iv) a variação residual, a qual não é explicada pelas variáveis analisadas (Legendre et al., 2005) (Figura 2). Testamos a significância das frações puras utilizando a Análise de Variância (ANOVA) com 999 permutações (Figura 2). Realizamos essas análises no programa R (R Core Team, 2015) usando a função *vapart* no pacote *vegan* (Oksanen et al., 2015).

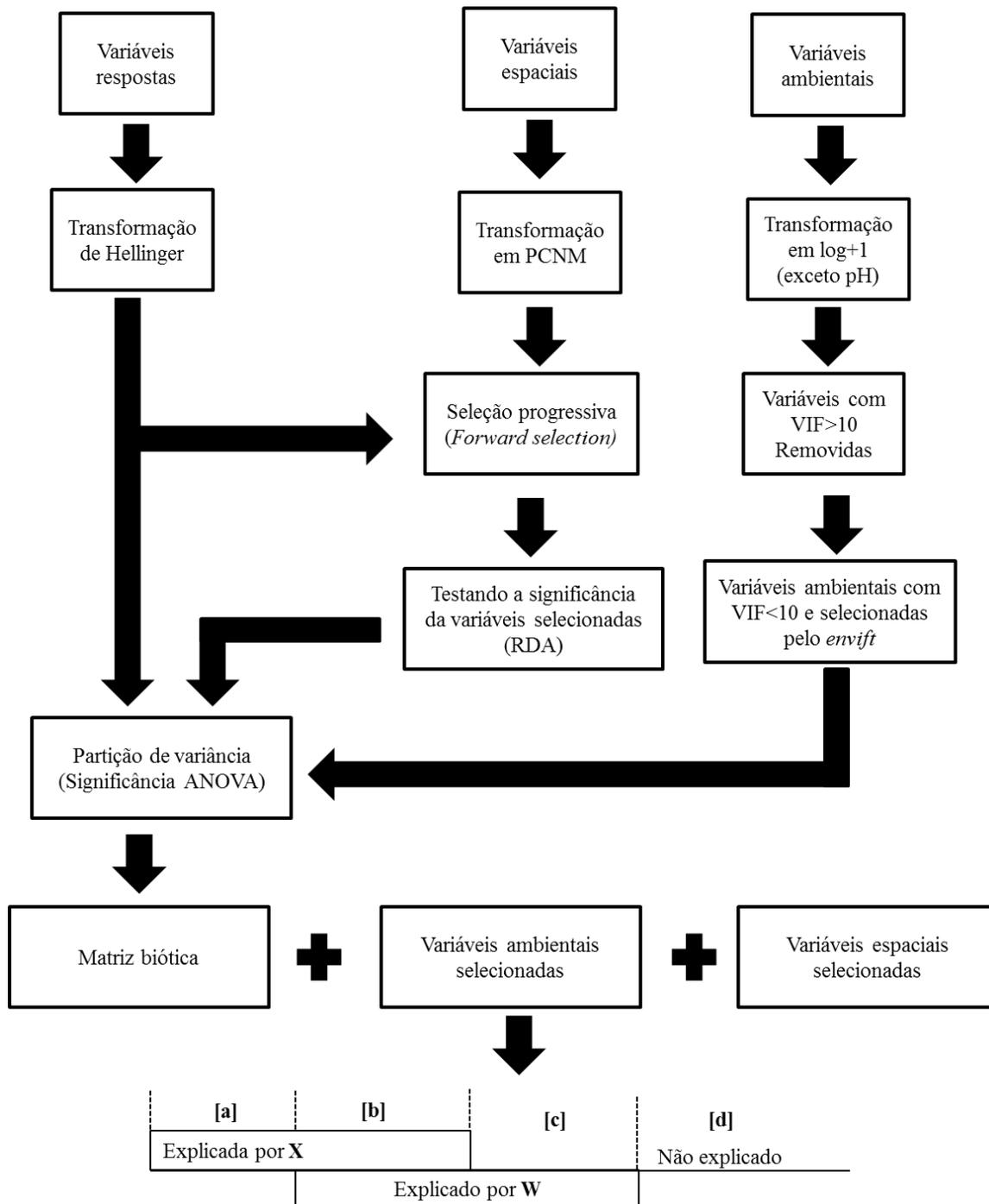


Figura 2: Esquema mostrando os passos para realizar as análises. [a] é a explicação explicada somente pelo ambiente (X), [c] é a fração explicada somente pelo espaço (W), [b] é a variação explicada pelo X e pelo W e [d] é a variação residual.

2.4.2 Análise de diversidade beta

Para avaliar os componentes da diversidade beta utilizamos o método proposto por Baselga (2010), que particiona a diversidade beta total (β_{sor}) nos componentes de aninhamento (β_{sne}) e mudança da composição (β_{sim}). Para avaliar a importância relativa das variáveis ambientais e espaciais para cada componente da diversidade beta utilizamos a Análise de Redundância parcial baseada em distância (db-pRDA) e utilizamos os mesmos passos explicados na seção anterior (ver Figura 2). As matrizes de dissimilaridade (β_{sor} , β_{sne} , β_{sim}) foram transformadas em eixos de PCoA (Análise de Coordenadas Principais) seguido pela correção de Cailliez (Legendre & Anderson, 1999) para corrigir os autovalores negativos. As três matrizes foram nossas variáveis resposta na análise db-pRDA. Realizamos essas análises no programa R (R Core Team, 2015) usando os pacotes *betapart* e *vegan* (Baselga & Orme, 2012; Oksanen et al., 2015).

3 RESULTADOS

Coletamos 9.246 indivíduos distribuídos em 109 espécies pertencentes a 27 famílias e a seis ordens (Tabela S1). As ordens que apresentaram a maior riqueza foram Characiformes, Siluriformes e Perciformes (51, 38 e 11 espécies), respectivamente. As famílias com maior riqueza foram Characidae, Loricariidae, Cichlidae, com 31, 20 e 11 espécies, respectivamente. A riqueza média por riacho foi de $15,08 \pm 10,78$ espécies. A amplitude de variação da riqueza de peixes foi grande entre os riachos e oscilou desde uma única espécie endêmica até 48 espécies (Tabela S2).

As águas dos riachos possuem uma condutividade baixa, com pH neutro a levemente ácido e com baixos valores de turbidez (Tabela I). O volume médio dos riachos foi de $5.962,8 \text{ m}^3 (\pm 4.060,61)$. O fluxo médio da água foi de $0,20 \text{ m/s} (\pm 0,13)$. Encontramos oito tipos de substratos e os predominantes foram areia, cascalho e laje (Tabela I). A largura média das

matas ciliares foi de 27,4 m ($\pm 23,14$) e a declividade média dos riachos foi de 0,021 ($\pm 0,017$) (Tabela I).

Tabela I: Valores médios, desvio padrão, mínimo e máximo das variáveis limnológicas e estruturais dos 35 riachos amostrados na região do Médio Rio Araguaia.

	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0,097	0,178	0,002	0,76
pH	6,366	0,715	5,220	8,14
Turbidez (NTU)	1,930	1,303	0,090	5,10
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,203	1,905	3,930	10,88
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	23,210	2,035	17,330	27,00
Declividade (cm/m)	0,021	0,017	0,001	0,074
Fluxo (m/s)	0,205	0,134	0,0261	0,49
Volume (m^3)	5962,804	4060,618	711,291	17054,31
Areia (%)	47,362	28,172	0	100,00
Cascalho (%)	17,694	20,987	0	71,94
Seixos (%)	7,769	13,057	0	49,17
Rocha (%)	4,395	8,921	0	32,17
Laje (%)	8,271	21,218	0	85,83
Folhiço (%)	7,123	9,840	0	42,50
Argila/Silte (%)	6,767	13,699	0	73,33
Raízes finas (%)	31,934	24,207	0	80,00
Raízes grandes (%)	3,329	4,816	0	18,33
Herbáceas (%)	0,667	2,029	0	8,33
Vegetação marginal (%)	1,810	4,598	0	16,67
Largura média da mata ciliar	27,400	23,140	2,500	100,00

3.1 Influência das variáveis ambientais e espaciais sobre a abundância

Selecionamos quatro variáveis ambientais (volume, rocha, folhiço e raízes grandes) por meio do método de seleção de ajuste das 19 variáveis ambientais utilizadas no modelo. Já para variáveis espaciais foram selecionadas seis das 31 utilizadas (Tabela II). A variação da

abundância das espécies das comunidades (33%) foi explicada exclusivamente pelas variáveis espaciais (Tabela II, Figura S4).

Tabela II: Resultados da Análise de Redundância parcial (pRDA) com dados de abundância das espécies da metacomunidade de peixes de riachos do Médio Rio Araguaia. Os valores significativos ($p < 0,05$) são destacados em itálico.

Fração	Variáveis significativas	GL	R^2_{ajus}	F	Pr(>F)
	Abundância				
Ambiente	Volume, rocha, folhiço e raízes grandes	4	0	0,99	0,48
Espaço	PCNM14, PCNM7, PCNM21, PCNM30, PCNM18, PCNM8	6	<i>0,33</i>	<i>3,71</i>	<i>0,001</i>
Compartilhado			0,035		
Resíduos			0,625		

3.5 Influência das variáveis ambientais e espaciais na diversidade beta

As variáveis espaciais explicaram a maior fração da variação da diversidade beta total (β_{sor}) das comunidades de peixes (Tabela III, FIGURA S5). O componente da diversidade predominante foi à mudança de composição (média $\beta_{sim}=0,579$; média $\beta_{sne}=0,165$) e a resposta de cada componente da diversidade beta foi diferente. O componente aninhado (β_{sne}) foi predominantemente explicado por variáveis espaciais (Tabela III, Figura S6). Já o componente de mudança na composição (β_{sim}) foi explicado predominantemente por processos ambientais (Tabela III, Figura S7).

Tabela III: Resultado da Análise de Redundância parcial baseado em distância (db-pRDA) da diversidade beta (β_{sor}) e seus componentes de aninhamento (β_{sne}) e mudança de composição (β_{sim}) da metacomunidade de peixes de riachos do Médio Araguaia. Os valores significativos ($p < 0,05$) são destacados em itálico.

Índice de Sorensen	Fração	Variáveis significativas	GL	R^2_{ajust}	F	Pr(>F)
β_{sor}	Ambiente	Turbidez, fluxo, volume e areia	8	<i>0,330</i>	<i>4,63</i>	<i>0,001</i>
	Espaço	PCNM1, PCNM6, PCNM12	3	<i>0,455</i>	<i>10,732</i>	<i>0,001</i>
	Compartilhado			0		
	Resíduos			0,351		
β_{sne}	Ambiente	Fluxo, gramíneas e largura da mata	8	0	0,731	0,763
	Espaço	PCNM1, PCNM4, PCNM6, PCNM27	4	<i>0,351</i>	<i>4,495</i>	<i>0,002</i>
	Compartilhado			0,0411		
	Resíduos			0,653		
β_{sim}	Ambiente	Turbidez, fluxo e raízes finas	8	<i>0,289</i>	<i>2,975</i>	<i>0,002</i>
	Espaço	PCNM12	1	<i>0,104</i>	<i>5,514</i>	<i>0,011</i>
	Compartilhado			0,001		
	Resíduos			0,604		

4 DISCUSSÃO

Em nosso estudo a média de riqueza de espécies de peixes por riacho foi similar à média global (i.e., 12 a 16 espécies por riacho; Matthews 1998). Contudo, a amplitude de variação em nossos riachos (47 espécies) foi duas vezes maior do que a média da amplitude de variação encontrada em riachos de ambientes temperados (20 espécies). A estabilidade

climática e a alta heterogeneidade de habitat são fatores que explicam essa variação em ambientes tropicais (Lowe-McConnell, 1987; Matthews, 1998; Winemiller et al., 2008).

Contrariando nossa expectativa, a estrutura da metacomunidade de peixes foi explicada exclusivamente por processos espaciais. A importância dos processos espaciais sobre a abundância de comunidades de peixes já foi mostrada em alguns estudos em regiões temperadas (Olden et al., 2001; Magalhães et al., 2002; De Bie et al., 2012; Nakagawa, 2014). Isso é devido ao fato que a dispersão de peixes só ocorre pelos cursos d'água, dessa forma quanto maior a distância menor movimentação entre habitats locais, aumentando a dissimilaridade faunística (Olden et al., 2001; De Bie et al., 2012).

Acreditamos que a influência espacial está associada com a configuração da paisagem (Figura S9). Como discutido anteriormente a região de estudo apresenta duas serras que funcionam como divisor de águas e dão origem a duas sub-bacias, a do Rio das Mortes e a do Rio Araguaia. Considerando que os riachos drenam em diferentes vertentes das Serras, aqueles que são linearmente mais próximos (e.g., em diferentes vertentes da Serra) tendem a ter condições ambientais similares (Figura S9). Contudo, para os indivíduos em dispersão, esses habitats podem estar separados por centenas de quilômetros de distância devido à configuração da rede hidrográfica. Se observarmos os mapas dos PCNMs (Figura S8), podemos notar que o PCNM 1 (o que explica a maior parte da variação) capturou a variação das sub-bacias separando claramente os riachos nas respectivas drenagens. A distância entre os habitats é ainda um fator mais importante se consideramos o fato que a fauna de peixes de riachos é constituída principalmente de espécies de pequeno porte (veja Tabela S1), as quais conseguem se dispersar apenas por curtas distâncias (Magalhães et al., 2002; De Bie et al., 2012). Assim, a diferença de abundância entre as comunidades de peixes dos riachos é provavelmente devido à limitação da capacidade de dispersão das espécies, corroborando com

outros estudos (Jackson et al., 2001; Olden et al., 2001; Suárez, 2008; Henriques-Silva et al., 2013; Blanchet et al., 2014b).

Verificamos que a diversidade beta total (β_{sor}) é explicada por variáveis ambientais e espaciais, com maior predominância das variáveis espaciais, confirmando nossa segunda expectativa. O componente de aninhamento (β_{nes}) foi explicado apenas pelas variáveis espaciais e o de mudança na composição (β_{sim}) foi explicado predominante pelas condições ambientais. Em conjunto, podemos construir o seguinte cenário para explicar essa diferença entre esses dois fenômenos tomando por base na distância entre os locais e no modelo de filtros ambientais hierárquicos (i.e., são processos ambientais seletivos, que são determinantes em diferentes escalas) (Rahel, 1990; Poff, 1997; Göthe et al., 2014).

A distância entre os habitats pode limitar a dispersão dos indivíduos das comunidades, desta forma quanto mais distantes entre si maior a diferença na composição (Jackson et al., 2001; Datry et al., 2016). Nosso estudo abrange uma ampla área geográfica, desta maneira ao longo do gradiente espacial há uma variação da paisagem, como exemplificado acima há presença de duas serras. Desta forma, além da distância física dos riachos, temos outros mecanismos associados às rotas de dispersão que afeta o deslocamento dos peixes entre as comunidades; como a velocidade da água (Jackson et al., 2001) que selecionam espécies com melhor capacidade natatória (Datry et al., 2016).

Uma vez que as espécies chegam aos habitats locais características dos habitats como o volume do riacho, a turbidez da água e o tipo de substrato são importantes para organização das comunidades locais. Podemos pensar que riachos de volumes maiores abrigam mais espécies e indivíduos que riachos menores por uma relação simples área/espécies (Suárez, 2008). A turbidez da água, por sua vez, pode limitar a produção primária de um local ou mesmo afetar a interação entre as espécies, por exemplo, as interações entre presa e predador (Maes et al., 1998). Finalmente, o tipo de substrato está relacionado às espécies com

diferentes hábitos alimentar, por exemplo, em ambientes arenosos beneficiam espécies com hábitos bentônicos (Casatti, 2002).

A dinâmica dos riachos e heterogeneidade dos habitats formam vários filtros ambientais, essas características causam mudanças na composição de espécies nas comunidades de peixes entre os riachos (Vannote et al., 1980; Rahel, 1990). A metacomunidade estudada é formada por uma grande diversidade taxonômica, abrangendo espécies com diferentes comportamentos e uso do habitat. Quando temos uma comunidade muito diversa é comum que algumas espécies possuam comportamentos mais específicos. Desta forma, essas espécies estabelecem populações em locais apenas com características que atendem a suas necessidades biológicas (Ferreira & Casatti, 2006; Winemiller et al., 2008; Hoeinghaus et al., 2007).

Ao decompor a β_{sor} nos seus distintos componentes esse padrão de seleção de espécies fica mais evidente. O β_{sim} - que revela a diferença na composição - só foi relacionado com fluxo, turbidez e raízes finas. Reforçando nosso argumento de que o fluxo e a turbidez podem está funcionando como filtro ambiental e que as raízes finas podem estar associadas à diversificação de habitats fornecendo alimento e abrigo. Já o componente de aninhamento β_{nes} - revela um padrão mais associado às características espaciais. O aninhamento de uma comunidade ocorre quando as comunidades menos ricas são subconjuntos particulares das espécies das comunidades mais ricas ou devido à existência de comunidades isoladas (Ulrich et al., 2009; Davis et al. 2016). Nesse caso esperamos que, as comunidades de drenagens menores provavelmente são subconjuntos de comunidades de drenagens maiores. O aninhamento de comunidades fluviais já foi mostrado em alguns estudos (Taylor & Warren, 2001; Novak et al., 2011; Henriques-Silva et al., 2013). A principal explicação para existência desse padrão é a natureza hierárquica das comunidades fluviais (Frissell et al., 1986; Taylor &

Warren, 2001). No entanto, nosso delineamento experimental não nos permite testar conclusivamente essas relações.

Construímos a seguinte combinação de dois mecanismos teóricos para explicar o padrão de organização da metacomunidade de peixes riacho para a região do Médio Araguaia a partir do nosso conjunto de resultados. O primeiro é o mecanismo *neutral model*, pois os processos espaciais explicam a maior parte da variação da abundância das espécies de peixes das comunidades dos riachos. E o segundo mecanismo é o *species sorting*, boa parte da mudança de composição das comunidades de peixes é explicada pelos processos espaciais. Neste cenário, a dispersão das espécies é limitada pelo espaço entre os habitats potenciais, enquanto as condições bióticas e abióticas irão determinar se os indivíduos vão se estabelecer nesse novo ambiente (Cottenie 2005). A metacomunidade pode ser explicada por um contínuo neutro-nicho. Assim a complexidade das comunidades de peixes de riachos é influenciada por múltiplos fatores associados ao espaço e ao ambiente local, como a conectividade e o tamanho do habitat. Assim para melhor compreender os processos ecológicos dessas comunidades é necessário explorar diversos mecanismos estruturadores. Nossos resultados evidenciam ainda um provável efeito de isolamento biogeográfico causado pelo divisor de águas e pelos dois grandes rios que será explorado em próximos estudos.

5 CONCLUSÃO

A metacomunidade de peixes de riachos é estruturada por processos espaciais e ambientais. Dentro do contexto de metacomunidade os mecanismos que melhor defina a forma das comunidades aqui estudadas são o *neutral model* e o *species sorting*. Nossos resultados fornecem informações relevantes sobre o funcionamento e a estrutura da metacomunidade de peixes de riachos da região e, conseqüentemente, podem ser úteis na criação de medidas para sua conservação e manejo. Impactos antrópicos como a criação de

pequenas barragens em riachos (seja para uso em agricultura irrigada ou fornecimento de água para criações animais), ou ainda outras intervenções antrópicas como a construção de pontes sobre os riachos, o assoreamento criam barreiras à movimentação dos peixes (Agostinho et al., 2005; Perkin et al., 2015) que ameaçam a manutenção da diversidade em escala regional, pois limitam diretamente a dispersão dos indivíduos. Dessa forma, medidas devem ser tomadas no intuito de minimizar os impactos dessas intervenções. Há ainda a necessidade da proteção e restauração das áreas de preservação permanente, haja vista a importância da conservação da estrutura do habitat para manutenção da diversidade de peixes e como importante estruturador do habitat em nível local.

6 REFERÊNCIAS

- Acuña, V., T. Datry, J. Marshall, D. Barcelo, C. N. Dahm, A. Ginebreda, G. McGregor, S. Sabater, K. Tockner & M. A. Palmer, 2014. Why should we care about temporary waterways? *Science* 343: 1080–1081.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes, 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade* 1: 70–78.
- Alahuhta, J., A. Kanninen, S. Hellsten, K. M. Vuori, M. Kuoppala & H. Hämäläinen, 2013. Environmental and spatial correlates of community composition, richness and status of boreal lake macrophytes. *Ecological Indicators* 32: 172–181.
- Al-Shami, S. A., J. Heino, M. R. Che Salmah, A. Abu Hassan, A. H. Suhaila & M. R. Madrus, 2013. Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams. *Freshwater Biology* 58: 1126–1137.
- Altermatt, F., 2013. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. *Aquatic ecology* 47: 365–377.
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134–143.
- Baselga, A. & C. D. L. Orme, 2012. betapart : an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 808–812.
- Blanchet, F. G., P. Legendre, J. A. C. Bergeron & F. He, 2014a. Consensus RDA across dissimilarity coefficients for canonical ordination of community composition data. *Ecological Monographs* 84: 491–511.
- Blanchet, F. G., P. Legendre & F. He, 2015. A new cost-effective approach to survey ecological communities. *Oikos* 000: 001-013.
- Blanchet, S., M. R. Helmus, S. Brosse & G. Grenouillet, 2014. Regional vs local drivers of phylogenetic and species diversity in stream fish communities. *Freshwater Biology*

59: 450–462.

- Borcard, D., F. Gillet & P. Legendre, 2011. Numerical ecology with R. Methods. Springer New York, New York, USA.
- Borcard, D., P. Legendre & P. Drapeau, 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045–1055.
- Branco, C. C. Z., P. C. Bispo, C. K. Peres, A. F. Tonetto & L. H. Z. Branco, 2014. The roles of environmental conditions and spatial factors in controlling stream macroalgal communities. *Hydrobiologia* 732: 123–132.
- Buckup, P. A., 1999. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos In Caramaschi, E. P., R. Mazzoni & P. R. Peres-Neto (eds), *Ecologia de Peixes de Riachos*. Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, Brasil: 91–138.
- Casatti, L., 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 2: 1–14.
- Casatti, L., R. D. M. Romero, F. B. Teresa, J. Sabino & F. Langeani, 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 50–59.
- Casatti, L., F. B. Teresa, T. Gonçalves-souza, E. Bessa, A. R. Manzotti, S. Gonçalves & J. D. O. Zeni, 2012. From forests to cattail : how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology* 10: 205–214.
- Casemiro, F. A. S. & A. A. Padial, 2008. Teoria Neutra da Biodiversidade e Biogeografia: aspectos tóricos, impactos na literatura e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis* 12: 706–719.
- Castro, R. M. C., L. Casatti, H. F. Santos, K. M. Ferreira, A. C. Ribeiro, R. C. Benine, G. Z. P. Dardis, A. L. A. Melo, R. Stopiglia, T. X. Abreu, F. A. Bockmann, M. Carvalho, F. Z. Gibran & F. C. T. Lima, 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos

- do rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. *Biota Neotropica* 3: 1–31.
- Conselho Federal de Medicina Veterinária, 2012. Guia brasileiro de boas práticas para eutanásia em animais. <http://www.cfmv.gov.br/portal/destaque.php?cod=880>.
- Cottenie, K., 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters* 8: 1175–1182.
- Cottenie, K., & L. De Meester, 2004. Metacommunity structure: synergy of biotic interactions as selective agents and dispersal as fuel. *Ecology* 85: 114–119.
- Datry, T., A. S. Melo, N. Moya, J. Zubieta, E. De la Barra & T. Oberdorff, 2016. Metacommunity patterns across three Neotropical catchments with varying environmental harshness. *Freshwater Biology* 61: 277–292.
- Davis, B., R. Baker, & M. Sheaves, 2014. Seascape and metacommunity processes regulate fish assemblage structure in coastal wetlands. *Marine Ecology Progress Series* 500: 187–202.
- De Bie, T., L. Meester, L. Brendonck, K. Martens, B. Goddeeris, D. Ercken, H. Hampel, L. Denys, L. Vanhecke, K. Gucht, J. Wichelen, W. Vyverman & S. a J. Declerck, 2012. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters* 15: 740–747.
- Driver, L. J., & D. J. Hoeinghaus, 2015. Spatiotemporal dynamics of intermittent stream fish metacommunities in response to prolonged drought and reconnectedness. *Marine and Freshwater Research*, doi: 10.1071/MF15072.
- Eduardo, J., P. W. Bicudo & K. Johansen, 1979. Respiratory gas exchange in the airbreathing fish, *Synbranchus marmoratus*. *Environmental Biology of Fishes* 4: 55–64.
- Erős, T., P. Sály, P. Takács, C. L. Higgins, P. Bíró & D. Schmera, 2014. Quantifying temporal variability in the metacommunity structure of stream fishes: The influence of non-native species and environmental drivers. *Hydrobiologia* 722: 31–43.

- Felipe, T. R. A. & Y. R. Suárez, 2010. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica* 10: 0–0.
- Ferreira, C. P., & L. Casatti, 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica* 6: 1–25.
- Frissell, C. A., W. J. Liss, C. E. Warren & M. D. Hurley, 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199–214.
- Gotelli, N. J. & A. M. Ellison, 2011. *Princípios de estatística em ecologia*. Artmed, Porto Alegre, RS.
- Göthe, E., D. G. Angeler & L. Sandin, 2013. Metacommunity structure in a small boreal stream network. *Journal of Animal Ecology* 82: 449–458.
- Göthe, E., N. Friberg, M. Kahlert, J. Temnerud & L. Sandin, 2014. Headwater biodiversity among different levels of stream habitat hierarchy. *Biodiversity and Conservation* 23: 63–80.
- Grönroos, M., J. Heino, T. Siqueira, V. L. Landeiro, J. Kotanen, & L. M. Bini, 2013. Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. *Ecology and Evolution* 3: 4473–4487.
- Heino, J., 2013. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews* 88: 166–178.
- Heino, J., L. M. Bini, S. M. Karjalainen, H. Mykrä, J. Soininen, L. C. G. Vieira & J. A. F. Diniz-Filho, 2010. Geographical patterns of micro-organismal community structure: Are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? *Oikos* 119: 129–137.
- Heino, J., T. Nokela, J. Soininen, M. Tolkkinen, L. Virtanen & R. Virtanen, 2015. Elements of metacommunity structure and community-environment relationships in stream organisms. *Freshwater Biology* 60: 973–988.

- Henriques-Silva, R., Z. Lindo & P. R. Peres-Neto, 2013. A community of metacommunities: Exploring patterns in species distributions across large geographical areas. *Ecology* 94: 627–639.
- Hoeninghaus, D. J., K. O. Winemiller & J. S. Birnbaum, 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: Inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography* 34: 324–338.
- Holyoak, M., M. A. Leibold, N. Mouquet, R. D. Holt & M. F. Hoopes, 2005. Metacommunities: A framework for large-scale community ecology In Holyoak, M., M. A. Leibold & R. D. Holt (eds), *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities*. . University of Chicago Press, Chicago, IL: 1–31.
- Hubbell, S. P., 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- Hutchinson, G. E., 1957. Population studies -animal ecology and demography - concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 415–427.
- Jackson, D. A., P. R. Peres-Neto & J. D. Olden, 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.
- Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf & F. Rubel, 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15: 259–263.
- Kuglerová, L., R. Jansson, R. A. Sponseller, H. Laudon & B. Malm-Renöfält, 2014. Local and regional processes determine plant species richness in a river-network metacommunity. *Ecology* 96: 381-391.
- Legendre, P. & M. J. Anderson, 1999. Distance-based redundancy analyses: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* 69: 1–24.

- Legendre, P., D. Borcard & P. R. Peres-Neto, 2005. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75: 435–450.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier Science B. V., Amsterdam.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601–613.
- Logue, J. B., N. Mouquet, H. Peter, H. Hillebrand, D. Declerck, A. Flohre, S. Gantner, N. Gülzow, P. Hörtnagal, S. Meier & B. Pecceu, 2011. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 482–491.
- Lowe-McConnell, R. H., 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- MacArthur, R. H. & E. O. Wilson, 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, New Jersey.
- Maes, J., A. Taillieu, P. A. Van Damme, K. Cottenie, & F. Ollevier, 1998. Seasonal Patterns in the Fish and Crustacean Community of a Turbid Temperate Estuary (Zeeschelde Estuary, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47: 143–151.
- Magalhães, M. F., D. C. Batalha & M. J. Collares-Pereira, 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology* 47: 1015–1031.
- Matthews, W. J., 1998. *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Springer Science+Business, Boston, USA.
- Meynard, C. N., S. Lavergne, I. Boulangeat, L. Garraud, J. Van Es, N. Mouquet & W.

- Thuiller, 2013. Disentangling the drivers of metacommunity structure across spatial scales. *Journal of Biogeography* 40: 1560–1571.
- Mundim Junior, W. B. F. & Y. R. Suárez, 2015. Metacomunidades em riachos: uma abordagem cienciométrica. *Biodiversidade* 14: 32–42.
- Nakagawa, H., 2014. Contribution of environmental and spatial factors to the structure of stream fish assemblages at different spatial scales. *Ecology of Freshwater Fish* 23: 208–223.
- Novak, M., J. W. Moore & R. A. Leidy, 2011. Nestedness patterns and the dual nature of community reassembly in California streams: a multivariate permutation-based approach. *Global Change Biology* 17: 3714–3723.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O’Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens & H. Wagner, 2015. *vegan: community ecology package*.
- Olden, J. D., D. a. Jackson & P. R. Peres-Neto, 2001. Spatial isolation and fish communities in drainage lakes. *Oecologia* 127: 572–585.
- Patrick, C. J., M. J. Cooper & D. G. Uzarski, 2014. Dispersal mode and ability affect the spatial turnover of a wetland macroinvertebrate metacommunity. *Wetlands*, 34: 1133–1143.
- Peres-Neto, P. R., P. Legendre, S. Dray & D. Borcard, 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87: 2614–2625.
- Perkin, J. S. & K. B. Gido, 2012. Fragmentation alters stream fish community structure in dendritic ecological networks. *Ecological Applications* 22: 2176–2187.
- Perkin, J. S., K. B. Gido, A. R. Cooper, T. F. Turner, M. J. Osborne, E. R. Johnson & K. B. Mayes, 2015. Fragmentation and dewatering transform Great Plains stream fish communities. *Ecological Monographs* 85: 73–92.

- 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.
- Rahel, F. J., 1990. The hierarchical nature of community persistence: a problem of scale. *The American Naturalist* 136: 328–344.
- Súarez, Y. R., 2008. Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica* 8: 197–204.
- Taylor, C. M. & M. L. Warren, 2001. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. *Ecology* 82: 2320–2330.
- Team, R. C., 2015. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, <http://www.r-project.org/>.
- Teresa, F. B. & L. Casatti, 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.
- Tuomisto, H., 2010. A diversity of beta diversities: Straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2–22.
- Ulrich, W., M. Almeida-Neto & N. J. Gotelli, 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118: 3–17.
- Val, A. L., V. M. F. Almeida-Val & D. j. Randall, 2005. *The physiokogy of tropical fishes*. Elsevier. Elsevier, Burlington.
- Vannote, R. L., W. G. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.

Villéger, S., S. Blanchet, O. Beauchard, T. Oberdorff & S. Brosse, 2011. Homogenization patterns of the world's freshwater fish faunas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 18003–18008.

Winemiller, K. O., A. A. Agostinho & É. P. Caramaschi, 2008. Fish ecology in tropical streams In Dudgeon, D. (ed), *Tropical Streams Ecology*. Academic Press, California: 107–140.

7 MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1: Tabela de abundância, comprimento total médio (CT), comprimento padrão médio (CP) e peso médio (P) das espécies de peixes coletadas nos riachos do Médio Rio Araguaia e suas respectivas classificações taxonômicas.

Ordem/Família/Espécie	CT	CP	P	Abundância
Characiformes				7.611
Anostomidae				26
<i>Leporinus cf. klausewitzii</i> Géry, 1960	18,20	15,00	67,37	1
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	8,15	6,61	7,18	3
<i>Leporinus</i> sp.1	8,11	6,56	8,70	22
Bryconidae				1
<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844	22,00	18,50	140,5 0	1
Curimatidae				367
<i>Curimatella immaculata</i> (Fernández-Yépez, 1948)	7,82	6,21	6,94	1
<i>Cyphocharax gouldingi</i> Vari, 1992	6,41	5,12	4,10	63
<i>Steindachnerina amazonica</i> (Steinachner, 1911)	10,93	8,28	16,50	303
Erythrinidae				42
<i>Hoplias cf. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	8,85	7,31	20,71	42
Acestrorhynchidae				11
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	21,40	18,15	66,80	2
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Schomburgk, 1841)	12,71	10,08	13,69	9
Characidae				6.484
<i>Aphyocharax alburnus</i> (Günther, 1869)	3,85	3,15	0,51	5
<i>Aphyocharax</i> sp. 1	3,83	3,16	0,62	20
<i>Astyanax argyrimarginatus</i> Garutti, 1999	5,62	4,57	2,73	119
<i>Astyanax goyacensis</i> (Eigenmann, 1908)	5,66	4,61	3,44	437
<i>Astyanax elachylepis</i> (Bertaco & Lucinda, 2005)	11,90	10,00	27,27	20

<i>Astyanax</i> sp.	7,42	6,08	4,42	270
<i>Astyanax xavante</i> Garutti & Venere, 2009	4,57	3,79	7,48	511
<i>Creagrutus figueiredoi</i> Vari & Harold, 2001	4,37	3,65	0,95	87
<i>Creagrutus menezesi</i> Vari & Harold, 2001	3,68	2,96	0,65	99
<i>Creagrutus seductus</i> Vari & Harold, 2001	2,99	2,42	0,23	70
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>levis</i> Durbin, 1908	3,45	2,77	0,46	6
<i>Hemigrammus</i> cf. <i>rodwayi</i> Durbin, 1909	3,00	2,43	0,28	210
<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>tenuis</i> Géry, 1964	3,41	2,77	1,44	332
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	3,49	2,83	0,43	261
<i>Jupiaba polylepis</i> (Günther, 1864)	4,38	3,48	0,887	55
<i>Jupiaba acanthogaster</i> (Eigenmann, 1911)	4,61	3,82	1,26	10
<i>Knodus</i> cf. <i>breviceps</i> (Eigenmann, 1908)	3,48	2,85	0,52	1.150
<i>Microchemobrycon</i> sp. 1	2,90	2,36	0,21	8
<i>Microchemobrycon</i> sp. 2	3,85	3,10	0,61	1
<i>Moenkhausia aurantia</i> Jerep & Carvalho, 2011	5,70	4,50	2,59	306
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>comma</i> Eigenmann, 1908	7,70	6,39	7,48	27
<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)	5,48	4,45	1,50	136
<i>Moenkhausia colletti</i> (Steindachner, 1882)	3,41	2,72	0,45	198
<i>Moenkhausia dichrourea</i> (Kner, 1858)	7,28	5,89	3,60	2
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	5,92	4,77	4,31	177
<i>Odontostilbe</i> sp.	3,06	2,44	0,30	1.299
<i>Phenacogaster</i> sp.	3,68	2,98	0,49	633
<i>Roeboexodon geryi</i> (Myers, 1960)	6,44	5,24	2,47	22
<i>Tetragnopterus</i> sp.	7,27	6,11	6,10	9
<i>Thayeria boehlkei</i> Weitzman, 1957	4,21	3,26	0,83	4
Crenuchidae				247
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	3,23	2,66	0,35	246
<i>Characidium</i> sp. 1	4,07	3,44	0,59	1

Gasteropelecidae				106
<i>Thoracocharax</i> cf. <i>stellatus</i> (Kner, 1858)	5,82	4,68	3,64	106
Iguanodectidae				216
<i>Bryconops</i> cf. <i>melanurus</i> (Bloch, 1794)	8,01	6,82	5,06	38
<i>Bryconops</i> cf. <i>giacopinii</i> (Fernández-Yépez, 1948)	5,57	4,58	2,08	178
Lebiasinidae				15
<i>Pyrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	3,71	2,93	0,46	15
Parodontidae				95
<i>Apareiodon</i> sp. 1	3,85	3,20	0,51	2
<i>Apareiodon</i> sp. 2	2,56	2,03	0,16	88
<i>Parodon pongaensis</i> (Allen, 1942)	4,02	3,27	0,58	5
Serrasalmidae				1
<i>Serrasalmus spilopleura</i> (Kner, 1858)	6,39	5,48	3,10	1
Cyprinodontiformes				92
Poeciliidae				3
<i>Pamphorichthys araguaiensis</i> Costa, 1991	2,09	1,69	0,61	3
Rivulidae				89
<i>Rivulus zygonectes</i> Myers, 1927	2,62	2,13	0,21	89
Gymnotiformes				199
Gymnotidae				25
<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	15,16	-	13,50	15
<i>Gymnotus</i> sp.	5,42	-	0,63	10
Apteronotidae				10
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	12,21	-	5,45	10
Rhamphichthyidae				45
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> (Géry & Vu-Tân-Tuê, 1964)	12,10	-	1,25	45
Sternopygidae				119
<i>Eigenmannia</i> cf. <i>trilineata</i> López & Castello, 1966	11,86	-	2,82	112

<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	18,88		12,87	7
Perciformes				63
Cichlidae				63
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	8,36	6,49	16,19	28
<i>Apistogramma</i> sp.	2,74	2,12	0,37	5
<i>Biotodoma</i> aff. <i>cupido</i> (Heckel, 1840)	8,79	6,94	10,41	2
<i>Cichlasoma</i> sp.	4,55	3,54	1,95	1
<i>Crenicichla labrina</i> (Spix & Agassiz, 1831)	6,92	5,57	3,73	8
<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)	7,26	6,11	4,17	2
<i>Crenicichla</i> sp.	8,09	6,76	5,91	5
<i>Heros</i> aff. <i>efasciatus</i> (Heckel, 1840)	9,84	7,54	20,72	1
<i>Laetacara araguaiaae</i> Ottoni & Costa, 2009	4,78	3,63	1,95	1
<i>Retroculus</i> sp.	9,83	8,23	18,19	8
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	11,26	9,09	23,84	2
Siluriformes				1275
Trichomycteridae				3
<i>Ituglanis macunaima</i> Datovo & Landim, 2005	4,75	4,17	0,71	2
<i>Stegophilus</i> sp.	3,06	2,62	0,41	1
Asprendinidae				1
<i>Bunocephalus</i> sp.	6,12	4,95	1,65	1
Callichthyidae				415
<i>Aspidoras pauciradiatus</i> (Weitzman & Nijssen, 1970)	2,99	2,33	0,57	354
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	9,24	7,51	14,68	4
<i>Corydoras maculifer</i> Nijssen & Isbrücker, 1971	5,40	4,16	3,19	7
<i>Corydoras araguaiensis</i> Sands, 1990	4,57	3,58	2,41	50
Cetopsidae				4
<i>Cetopsis</i> sp.	4,14	3,73	1,07	4
Heptapteridae				356

<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	3,01	2,12	0,185	6
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	5,14	4,27	1,099	147
<i>Imparfinis</i> sp.	5,21	4,26	1,03	12
<i>Mastiglanis asopos</i> Bockmann, 1994	3,37	2,79	0,29	30
<i>Phenacorhamdia somnians</i> (Mees 1974)	4,29	3,46	0,53	52
<i>Pimelodella</i> sp. 1	7,80	6,51	4,05	30
<i>Pimelodella</i> sp. 2	7,06	5,66	2,42	4
<i>Pimelodella</i> sp. 3	5,44	4,36	1,25	70
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	11,76	10,06	14,10	5
Loricariidae				452
<i>Ancistrus</i> sp.	6,76	5,17	5,14	8
<i>Farlowella</i> aff. <i>oxyrryncha</i> (Kner, 1853)	10,58	9,90	1,04	49
<i>Farlowella</i> aff. <i>schreitmuelleri</i> (Ahl, 1937)	8,89	8,16	0,62	28
<i>Hisonotus</i> sp.	2,48	1,97	0,17	19
<i>Hypostomus faveolus</i> Zawadzki, Birindelli & Lima, 2008	19,26	14,58	123,0 9	5
<i>Hypostomus</i> sp. 1	8,11	6,18	15,76	16
<i>Hypostomus</i> sp. 2	6,59	5,03	3,42	1
<i>Hypostomus</i> sp. 3	5,52	4,24	2,81	109
<i>Hypostomus</i> sp. 4	3,44	2,70	1,21	33
<i>Hypostomus</i> sp. 5	3,99	3,06	0,80	3
<i>Hypostomus</i> aff. <i>cochliodon</i> Kner, 1854	6,32	5,73	5,52	1
<i>Loricaria</i> sp. 1	9,57	8,35	3,36	2
<i>Loricaria</i> sp. 2	10,60	9,48	6,43	34
<i>Loricaria</i> sp. 3	17,6	14,93	22,73	4
<i>Otocinclus</i> sp.	2,33	1,92	0,15	1
<i>Parancistrus</i> sp.	9,62	7,57	13,76	1
<i>Parotocinclus britskii</i> Boeseman, 1974	2,43	1,96	0,15	55
<i>Parotocinclus</i> sp.	2,37	1,93	0,14	39

<i>Rineloricaria hasemani</i> Isbrücker & Nijssen, 1979	6,59	5,71	1,37	36
<i>Squaliforma emarginata</i> Valenciennes, 1840	5,04	3,76	1,03	1
<i>Sturisoma</i> aff. <i>nigrirostrum</i> Fowler, 1940	8,44	7,43	1,04	7
Pseudopimelodidae				44
<i>Microglanis</i> sp.	3,02	2,45	0,38	44
Synbranchiformes				7
Sternopygidae				7
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1975	13,98	-	6,85	7
Total Geral				9246

Tabela S2: Lista de abundância de indivíduos, riqueza de espécies e a longitude e latitude dos riachos.

	Abundância	Riqueza	Longitude	Latitude
Riacho 01	511	1	-52.254766	-15.853734
Riacho 02	97	9	-52.281642	-15.859477
Riacho 03	48	12	-52.136784	-15.854124
Riacho 04	76	16	-52.072124	-15.820095
Riacho 05	269	12	-52.220117	-15.875474
Riacho 06	410	25	-52.263055	-15.746211
Riacho 07	52	13	-52.30716	-15.828849
Riacho 08	360	14	-52.306907	-15.842582
Riacho 09	27	9	-52.310274	-15.859306
Riacho 10	407	31	-52.09382	-15.741952
Riacho 11	741	48	-52.376995	-15.595504
Riacho 12	526	12	-52.341054	-15.654146
Riacho 13	1234	39	-52.296876	-15.676866
Riacho 14	214	8	-52.15897	-15.768081
Riacho 15	677	31	-52.19796	-15.765042
Riacho 16	683	23	-52.258691	-15.711797
Riacho 17	163	23	-52.293155	-15.799178
Riacho 18	78	7	-52.52407029	-15.56744601
Riacho 19	94	18	-52.46990477	-15.55535509
Riacho 20	73	2	-52.63596973	-15.71715047
Riacho 21	46	13	-52.62227507	-15.74185373
Riacho 22	88	10	-52.58935291	-15.75594019
Riacho 23	253	4	-52.42986835	-15.8056668

Riacho 24	120	4	-52.3752345	-15.97608951
Riacho 25	12	3	-52.36101308	-15.96025229
Riacho 26	363	9	-52.48340875	-15.90117189
Riacho 27	141	8	-52.47001911	-15.89456288
Riacho 28	25	9	-52.42811823	-15.94042403
Riacho 29	92	3	-52.20240227	-15.86024775
Riacho 30	126	27	-52.02101279	-15.93253827
Riacho 31	306	23	-52.13151695	-15.95347083
Riacho 32	67	9	-52.36235896	-15.78437415
Riacho 33	364	18	-52.18840224	-15.89842086
Riacho 34	46	15	-52.28199379	-15.98448182
Riacho 35	457	20	-52.25430317	-15.94135769

Tabela S3: Valores do Fator de Inflação da Variância (VIF) das variáveis ambientais associados aos dados de abundância, beta.sor, beta.sne, beta.sim. Variável com VIF>10 tem forte colinearidade.

	Abundância	beta sor	beta sne	beta sim
pH	4,327	4,327	4,327	4,327
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	5,085	5,085	5,085	5,085
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,637	6,637	6,637	6,637
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	3,223	3,223	3,223	3,223
Turbidez (NTU)	3,584	3,584	3,584	3,584
Sólidos totais dissolvido (g/L)	10,298	10,298	10,298	10,298
Declividade (cm/m)	10,914	10,914	10,914	10,914
Fluxo (m/s)	4,048	4,048	4,048	4,048
Volume (m^3)	5,641	5,641	5,641	5,641
Areia (%)	3,495	3,495	3,495	3,495
Cascalho (%)	3,411	3,411	3,411	3,411
Seixos (%)	2,999	2,999	2,999	2,999
Rocha (%)	2,541	2,541	2,541	2,541
Laje (%)	5,442	5,442	5,442	5,442
Folhiço (%)	6,923	6,923	6,923	6,923
Malha de raízes (%)	4,835	4,835	4,835	4,835
Argila silte (%)	4,258	4,258	4,258	4,258
Raízes fina (%)	2,382	2,382	2,382	2,382
Raízes grandes (%)	1,944	1,944	1,944	1,944
Gramíneas (%)	2,189	2,189	2,189	2,189
Vegetação marginal (%)	3,469	3,469	3,469	3,469
Largura da mata ciliar (m)	2,348	2,348	2,348	2,348

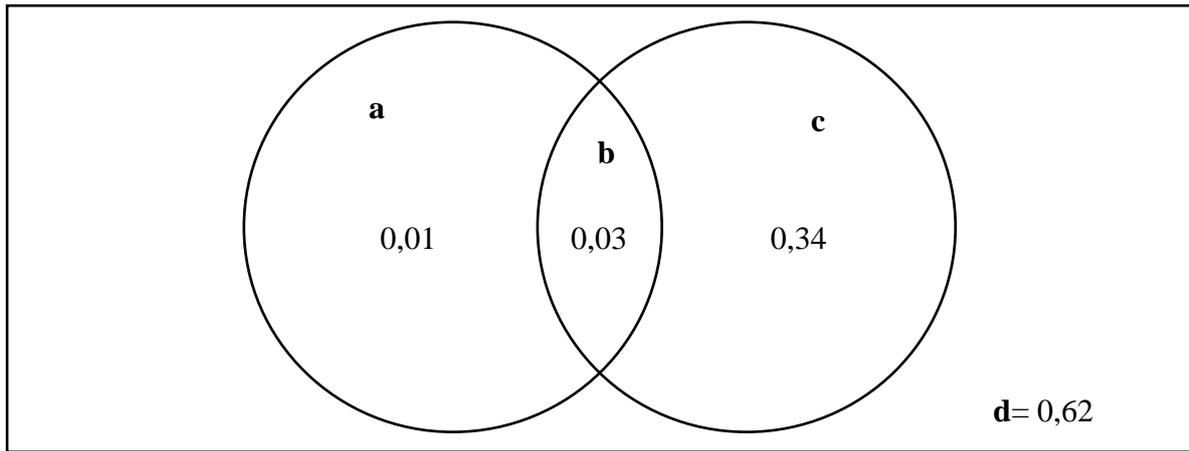


Figura S4: Diagrama com as frações explicadas para os dados de abundância da comunidade de peixes de riachos explicada pelo ambiente (**a**), pelo espaço (**b**), a parte estruturada (**c**) e os resíduos (**d**) a parte não explicada pelo modelo.

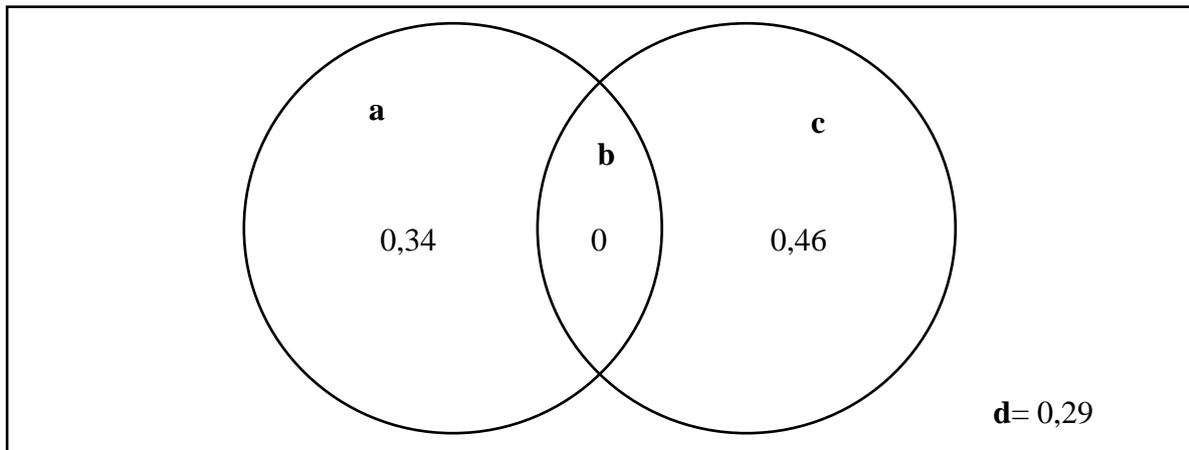


Figura S5: Diagrama com os valores da partição de variância para a diversidade beta total (β_{tot}) da metacomunidade de peixes de riachos explicada pelo ambiente (**a**), pelo espaço (**c**), a parte estruturada (**b**) e os resíduos (**d**) a parte não explicada pelo modelo.

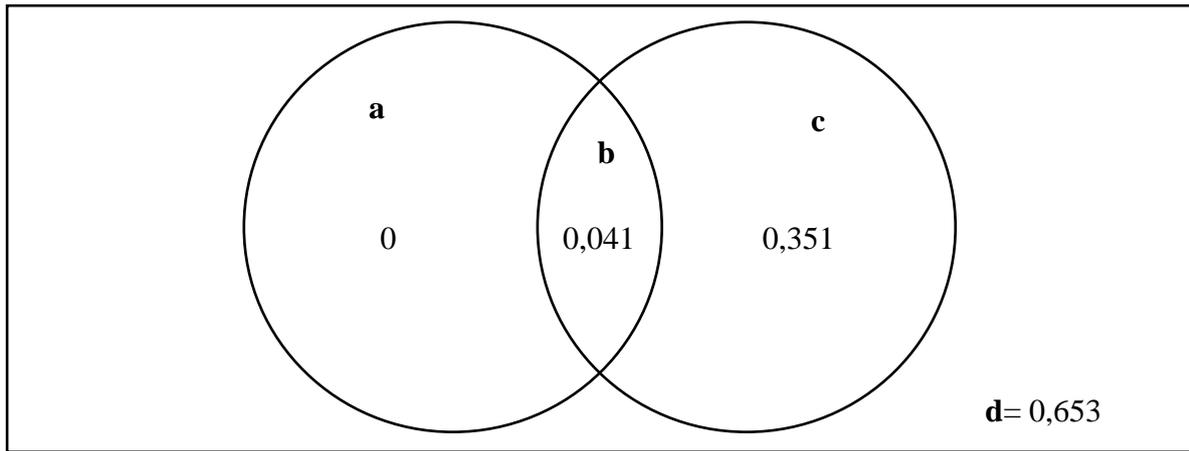


Figura S6: Diagrama com os valores da partição de variância para a diversidade beta aninhado (β_{sne}) da metacomunidade de peixes de riachos explicada pelo ambiente (a), pelo espaço (c), a parte estruturada (b) e os resíduos (d) a parte não explicada pelo modelo.

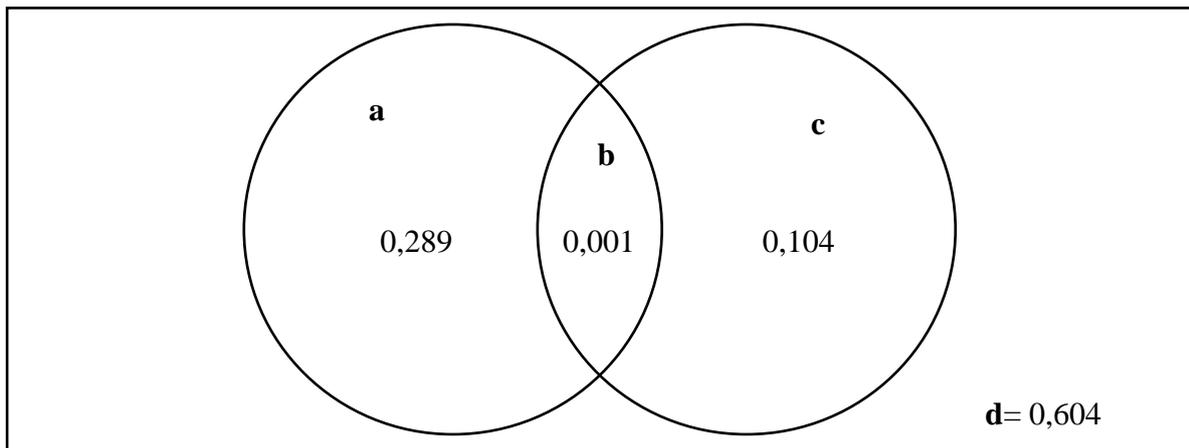


Figura S7: Diagrama com os valores da partição da variância a diversidade beta mudança de composição (β_{sim}) da metacomunidade de peixes de riachos explicada pelo ambiente (a), pelo espaço (c), a parte estruturada (b) e os resíduos (d) a parte não explicada pelo modelo.

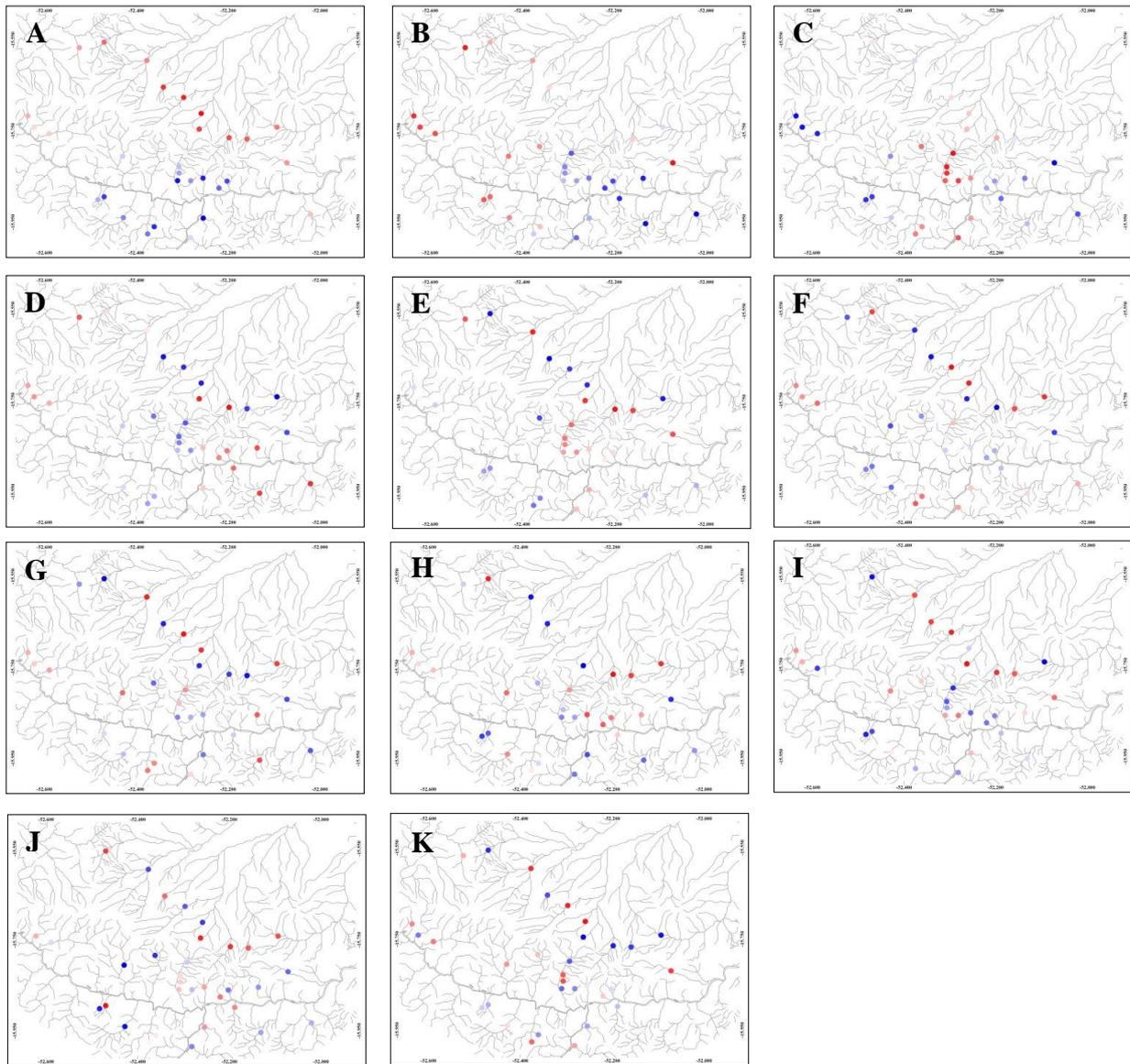


Figura S8: Mapa dos autovetores dos PCNM's selecionados para as análises. (A) PCNM1, (B) PCNM4, (C) PCNM6, (D) PCNM7, (E) PCNM8, (F) PCNM12, (G) PCNM14, (H) PCNM18, (I) PCNM21, (J) PCNM27, (K) PCNM30. Os valores dos autovetores aumentam seguindo o gradiente cores e tonalidades das mais frias (azul) para as mais quentes (vermelho).

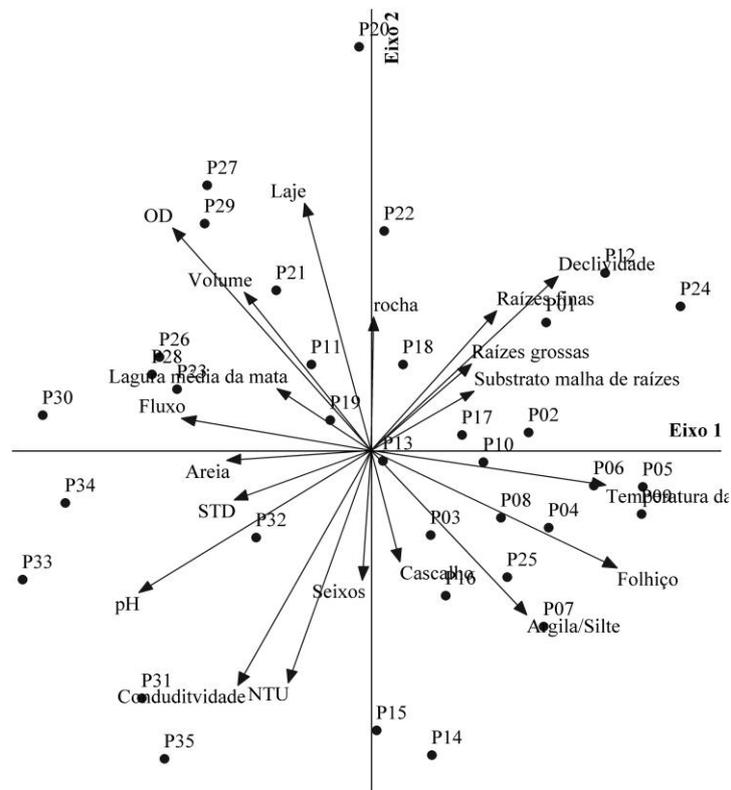


Figura S9: Análise de Componente Principal (PCA) mostrando a disposição do conjunto de riachos amostrados associados às variáveis ambientais. As setas são vetores que indicam as variáveis ambientais estudadas. Os pontos indicam os riachos amostrados.