



JOÃO PEDRO CORRÊA GOMES

**DIVERSIDADE E FATORES ESTRUTURADORES DE UMA
ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UMA BACIA INSERIDA EM
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO**

LAVRAS-MG

2018

JOÃO PEDRO CORRÊA GOMES

**DIVERSIDADE E FATORES ESTRUTURADORES DE UMA ASSEMBLEIA DE
PEIXES EM UMA BACIA INSERIDA EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

LAVRAS-MG

2018

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Gomes, João Pedro Corrêa.

Diversidade e fatores estruturadores de uma assembleia de peixes em uma bacia inserida em Unidades de Conservação / João Pedro Corrêa Gomes. - 2018.

102 p.:il.

Orientador(a): Paulo dos Santos Pompeu.

.
Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2018.

Bibliografia.

1. Ictiofauna. 2. Ecossistemas aquáticos. 3. rio Pandeiros. I. Pompeu, Paulo dos Santos. . II. Título.

JOÃO PEDRO CORRÊA GOMES

**DIVERSIDADE E FATORES ESTRUTURADORES DE UMA ASSEMBLEIA DE
PEIXES EM UMA BACIA INSERIDA EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO**

**DIVERSITY AND STRUCTURING FACTORS OF A FISH ASSEMBLAGE IN A BASIN
INSERTED IN CONSERVATION UNITS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 21 de março de 2018.

Dr. Júlio Neil Cassa Louzada UFLA

Dr. Rafael Pereira Leitão UFMG

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

LAVRAS-MG

2018

AGRADECIMENTOS

Gostaria de iniciar agradecendo aos que sempre estiveram em minha vida antes dessa jornada começar. Assim, agradeço a toda minha família pelo apoio às minhas ideias e decisões, por mais que elas parecessem estranhas aos seus olhos. Em especial ao meu pai que como geólogo sempre me incentivou nos estudos das ciências naturais, à minha mãe pelo amor e carinho incondicional, à minha irmã pelo seu amor e apoio, mesmo que da sua forma peculiar.

Ao meu orientador e amigo de outras peixadas, Paulo dos Santos Pompeu, pela sua confiança, paciência e sabedoria transmitida. Seus conhecimentos ampliaram em muito minha visão dentro da ecologia de peixes, foi muito válida essa experiência e espero que possamos colher bons frutos juntos. À todos Pupilos do Laboratório de Ecologia de Peixes, que me ajudaram nesse tempo e sempre foram companhias extremamente agradáveis.

À UFLA pelo suporte institucional. À todos os professores e ao Programa de Pós-Graduação de Ecologia Aplicada pela contribuição para o aumento meu conhecimento e pela relação amigável e agradável que existe em nosso departamento. À Ellen Cristina de Carvalho pela ajuda e paciência com nós alunos, sem você talvez eu não estivesse defendendo agora.

À todos envolvidos no projeto APQ-01961-15, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG), intitulado Desenvolvimento de Índice de Integridade Biótica para a bacia do Rio Pandeiros.

À todos do Laboratório de Macroinvertebrados Bentônicos Bioindicadores de Qualidade de água da UFMG que me ajudaram em campo e com as análises de água, em especial à Juliana França e à Isabela Martins pela solicitude em me ajudar sempre que necessitei. Valeu time dourado!

Ao Dr. Flávio C. T. Lima e ao biólogo Iago Penido pelo auxílio na solução das dúvidas taxonômicas, e ao Prof. Dr. Gilmar dos Bastos Santos por me receber em seu laboratório sempre que precisei. Ao Dr. Diego Macedo pela ajuda na análise de usos do solo. Aos amigos da Vila Parentoni, Prof. Dr. Frederico Neves, Dr. Pedro Giovâni da Silva e Flávio Siqueira pela ajuda nas análises com o R.

À todos meus amigos que de forma direta ou indireta estiveram presentes nesse processo de evolução acadêmica e filosófica da minha vida e me proporcionaram uma vida mais agradável. Em especial os que me visitaram em Lavras, Xexéu, Bigode, Manjuba, Cacique, Laura, Tim Tim, X-queleto, Jarbas e Goiás, a visita de vocês foi muito gratificante; espero não ter esquecido de alguém. Aos novos amigos que fiz em Lavras, muito obrigado pela companhia e amizade de vocês e por compartilharem tantos bons momentos.

Ao biólogo, amigo e eterno estagiário Yuri Caldeira pelas contribuições, ajuda e compartilhamento de artigos e ideias, espero ter te substituído à altura no laboratório. Aos amigos e biólogos Francisco Ricardo de Andrade Neto e Raquel Loures pelas sugestões nesse trabalho e pela solicitude em sempre me ajudar.

Ao Dr. Fábio Vieira, que foi meu tutor na ictiologia desde minha graduação e que sempre me incentivou na busca de mais conhecimento, além de orientador um grande amigo, serei eternamente grato. Ao Prof. Dr. Alexandre Godinho e a todas as pessoas com as quais convivi em seu laboratório por diversos anos antes de minha vinda para a UFLA, o que contribuiu de forma ímpar para minha formação.

Ao biólogo e amigo Sérgio Santos pelas conversas ictiológicas e usuais sempre agradáveis, saudades de você meu amigo e sucesso em seu doutorado.

Ao Yuri, Chico e Cássio por me receberem em Lavras em minha chegada e pela amizade sempre mais forte, “tamo junto”.

À Jennifer Barros (Jenny), pela sua companhia, compreensão, carinho e ajuda nesses dois anos.

À todos integrantes da República Pinga Pura, a qual foi meu lar nesses dois anos, só tenho a agradecer pela convivência agradável e pelos momentos que compartilhamos nesse caos em que vivemos.

Ao S.C. Corinthians Paulista pela sua existência, por me presentear com mais um título brasileiro nesse tempo em Lavras e pelos 7L de IPA que esse me rendeu, eu nunca vou te abandonar. Ao AC/DC por manter meu espírito sempre elevado.

Peço desculpas por possíveis omissões, mas saiba que esse espaço é muito restrito para que eu possa agradecer a todos que gostaria.

“A river is more than an amenity, it is a treasure.”

(Justice Oliver Wendell Holmes, Jr. 1931)

RESUMO

Os rios compreendem menos de 0,01% da água doce existente. Apesar de sua pequena extensão em comparação aos outros ecossistemas, como o terrestre por exemplo, as águas continentais abrigam cerca de 15 mil espécies de peixes que ocupam esses ecossistemas ocasional ou exclusivamente. Apesar de sua importância como fonte direta de água e alta biodiversidade esses ecossistemas estão entre os mais alterados globalmente por ações antrópicas. Entretanto, áreas protegidas direcionadas à preservação de ecossistemas aquáticos dulcícolas são raras. Em vista disso, descrever padrões de diversidade e compreender os processos ecológicos e evolutivos que moldam essa diversidade, além das influências antrópicas nesses ecossistemas é de suma importância para a manutenção de seus serviços ecológicos. Nesse sentido, nosso estudo foi realizado na bacia do rio Pandeiros, localizada na mesorregião norte do estado de Minas Gerais, a qual está inserida em duas Unidades de Conservação. Estas unidades de Conservação têm como objetivo principal a manutenção da diversidade ictiofaunística e o ecossistema aquático como um todo. Buscamos avaliar como a estrutura das assembleias de peixes responde aos fatores abióticos em diferentes escalas espaciais, avaliar como a diversidade espacial da ictiofauna varia no gradiente longitudinal fluvial, e determinar a efetividade das Unidades de Conservação através do grau de distúrbio antrópico nos trechos lóticos formadores da bacia. Nossos resultados demonstraram que as variáveis locais de habitat físico são as que mais influenciam a estruturação das assembleias de peixes. Nós concluímos que em bacias com baixo grau de distúrbio as características locais de habitat físico aliadas ao gradiente longitudinal desses sistemas lóticos têm sido os principais fatores na estruturação das assembleias de peixes, e que essas são indiretamente afetadas pela qualidade ambiental do entorno.

Palavras-chave: Ictiofauna. Ecossistemas aquáticos. Rio Pandeiros. Uso sustentável. Habitat físico.

ABSTRACT

The rivers comprise less than 0.01% of the existing fresh water. Despite its small extension compared to other ecosystems, such as terrestrial for example, the continental waters shelter about 15 thousand species of fish that occupy these ecosystems occasionally or exclusively. Despite their importance as a direct source of water and high biodiversity, these ecosystems are among the most affected globally by anthropic actions. However, protected areas directed to the preservation of freshwater ecosystems are rare. Therefore, describing diversity patterns and understanding the ecological and evolutionary processes that shape this diversity, in addition to the anthropic influences in these ecosystems, is of paramount importance for the maintenance of their ecological services. In this sense, our study was carried out in the Pandeiros river basin, located in the northern mesoregion of the state of Minas Gerais, which is inserted in two Conservation Units, whose main objective is the maintenance of the ichthyofaunistic diversity and the aquatic ecosystem as a whole. We sought to evaluate how the fish assemblage structure responds to the abiotic factors at different spatial scales, to evaluate how the spatial diversity of the ichthyofauna varies in the fluvial longitudinal gradient, and to determine the effectiveness of the Conservation Units through the degree of anthropic disturbance in the lotic stretches of the basin. Our results demonstrated that local variables of physical habitat are the ones that most influence the structuring of fish assemblages. We conclude that in basins with a low degree of disturbance the local characteristics of physical habitat and the longitudinal gradient of these lotic systems are the main factors in the structuring of fish assemblages, and that these are indirectly affected by the environmental quality.

Keywords: Ichthyofauna. Aquatic ecosystems. Pandeiros river. Sustainable use. Physical habitat.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	11
	REFERÊNCIAS.....	12
	CAPÍTULO 1. FATORES ESTRUTURADORES DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UMA ÁREA PROTEGIDA NA SAVANA BRASILEIRA	13
1	INTRODUÇÃO.....	15
2	MATERIAL E MÉTODOS	16
2.1	Área de estudo.....	16
2.2	Desenho Amostral.....	17
2.3	Coleta de dados	19
2.3.1	Medidas das escalas espaciais dos usos do solo.....	19
2.3.2	Medidas de habitat físico e qualidade da água	19
2.3.3	Medidas de qualidade da água	21
2.3.4	Amostragem de peixes	21
2.4	Análise dos dados.....	21
2.4.1	Análise das métricas de habitat físico	21
2.4.2	Análises das relações das variáveis ambientais com as assembleias de peixes	22
3	RESULTADOS.....	23
3.1.	Relação entre as variáveis de uso do solo em diferentes escalas espaciais e a estrutura das assembleias de peixes	24
3.2.	Relação entre as variáveis de habitat físico e a estrutura das assembleias de peixes	26
3.3.	Relação entre as variáveis de qualidade da água e a estrutura das assembleias de peixes	27
3.4.	Relação entre o conjunto de variáveis selecionadas e a estrutura das assembleias de peixes	29
4	DISCUSSÃO.....	31
5	CONCLUSÃO	37
	AGRADECIMENTOS.....	37
	REFERÊNCIAS.....	38
	MATERIAL SUPLEMENTAR.....	45
	CAPÍTULO 2. INTEGRIDADE BIÓTICA E PADRÕES DE DIVERSIDADE COMO FERRAMENTAS PARA AÇÕES DE CONSERVAÇÃO E MANEJO DA	

ICTIOFAUNA DE UM ECOSISTEMA AQUÁTICO DA SAVANA BRASILEIRA	58
1 INTRODUÇÃO.....	60
2 MATERIAL E MÉTODOS	62
2.1 Área de estudo.....	62
2.2 Desenho amostral.....	63
2.3 Coleta de dados	63
2.3.1 Amostragem de peixes	63
2.4 Análise dos dados.....	64
2.4.1 Riqueza.....	64
2.4.2 Diversidade	65
2.4.3 Condição biológica.....	65
3 RESULTADOS.....	66
3.1 Riqueza.....	66
3.2 Diversidade	68
3.3 Condição biótica	71
4 DISCUSSÃO.....	74
4.1 Riqueza.....	74
4.2 Diversidade	76
4.3 Condição biótica	78
4.4 Implicações para conservação da bacia do rio Pandeiros	81
5 CONCLUSÃO	85
AGRADECIMENTOS.....	86
REFERÊNCIAS.....	88
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	98

1 INTRODUÇÃO GERAL

A água é o recurso natural essencial à vida, porém apenas 0,8% da superfície da Terra é coberta por água doce, dos quais 0,02 % está disponível para o uso em sua forma líquida, uma ínfima parcela se considerarmos que grande parte desse recurso está imobilizado em geleiras e em águas subterrâneas (TEDESCO et al., 2017) e os rios compreendem 0,006% da água doce existente (USGS, 2016). Apesar de sua pequena extensão em comparação aos outros ecossistemas, as águas continentais abrigam 126 mil espécies já descritas, dentre elas 14.953 espécies de peixes que ocupam esses ecossistemas ocasional ou exclusivamente (TEDESCO et al., 2017). Apesar de sua importância como fonte direta de água e alta biodiversidade esses ecossistemas estão entre os mais alterados globalmente por ações antrópicas. Mesmo assim, áreas protegidas direcionadas à preservação de ecossistemas aquáticos dulcícolas são raras. Em vista disso, descrever padrões de diversidade e compreender os processos ecológicos e evolutivos que moldam essa diversidade, além das influências antrópicas nesses ecossistemas é de suma importância para a manutenção de seus serviços ecológicos.

Nosso estudo foi realizado na bacia do rio Pandeiros, localizada na mesorregião norte do estado de Minas Gerais – Brasil. O rio Pandeiros é um dos principais afluentes do trecho médio do rio São Francisco e está inserido no Cerrado, um dos biomas mais ameaçados do Brasil atualmente. Toda sua extensão constitui a Área de Preservação Ambiental Pandeiros (APA Pandeiros), uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável. Inserida na APA, encontra-se o Refúgio Estadual da Vida Silvestre do rio Pandeiros (RVS Pandeiros), uma Unidade de Conservação de Proteção Integral com objetivo principal de preservação da ictiofauna e que contempla o baixo curso do rio e a sua planície de inundação. Essas Unidades de Conservação fazem parte do Mosaico de Unidades de Conservação Sertão Veredas – Peruaçu, constituído por 18 áreas protegidas praticamente contíguas, formando um corredor ecológico de aproximadamente 1,8 milhões de hectares.

Nosso estudo está inserido no projeto APQ-01961-15, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG), intitulado Desenvolvimento de Índice de Integridade Biótica para a bacia do Rio Pandeiros, e foi desenvolvido de forma a gerar dados científicos que subsidiem essa finalidade. Dessa maneira essa

dissertação está dividida em dois capítulos nos quais os objetivos principais foram os seguintes. Avaliar como a estrutura das assembleias de peixes responde aos fatores abióticos em diferentes escalas espaciais (Capítulo 1), avaliar como a diversidade da ictiofauna varia em diferentes escalas espaciais no gradiente longitudinal fluvial e determinar a efetividade das Unidades de Conservação através do grau de distúrbio antrópico nos trechos lóticos formadores da bacia (Capítulo 2). A fim de cumprir esses objetivos, nós investigamos 37 trechos lóticos na bacia do rio Pandeiros, através de um protocolo de avaliação de ambientes aquáticos, suas variáveis físico-químicas e sua ictiofauna, em várias escalas espaciais. Nós ainda avaliamos a distribuição espacial da diversidade de peixes em diferentes escalas através da partição aditiva, e o grau de distúrbio desses ambientes através de um índice multimétrico de avaliação de integridade biótica baseado em peixes.

REFERÊNCIAS

TEDESCO, P. A. et al. A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. **Scientific Data**, v. 4, p. 170141, 2017.

USGS. **Where is Earth's water_ U.S. Geological Survey**. Disponível em: <url: <http://water.usgs.gov/edu/earthwherewater.html>>. Acesso em: 3 mar. 2018.

CAPÍTULO 1. FATORES ESTRUTURADORES DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UMA ÁREA PROTEGIDA NA SAVANA BRASILEIRA

RESUMO

O estudo da relação entre os fatores bióticos e abióticos em sistemas fluviais é determinante para o entendimento dos processos ecológicos que influenciam as assembleias de peixes. Porém, a dificuldade em estabelecer essas relações de forma acurada nos levou a investigar quais fatores ambientais naturais mais influenciam a conformação das assembleias de peixes em áreas tropicais com baixo nível de distúrbios antrópicos. Nós investigamos 37 trechos lóticos na bacia do rio Pandeiros, a qual está totalmente inserida em Unidades de Conservação, através de um protocolo de avaliação de sistemas lóticos, suas variáveis físico-químicas e sua ictiofauna, em várias escalas espaciais. Nós usamos a abundância das espécies de peixes nos trechos amostrados para verificar a similaridade entre eles. Nós concluimos que as variáveis locais de habitat físico têm uma maior influência na estruturação da assembleia de peixes em bacias com baixo grau de distúrbio, porém são influenciadas indiretamente por variáveis regionais.

Palavras-chave: Baixo distúrbio. Diferentes escalas espaciais. Habitat. Gradiente longitudinal. Água doce.

ABSTRACT

The study of the relationship between biotic and abiotic factors in river systems is crucial for understanding the ecological processes that influence fish assemblages. However, the difficulty in establishing these relationships in an accurate way has led us to investigate which natural environmental factors most influence the conformation of fish assemblages in tropical areas with low level of anthropic disturbances. We investigated 37 lotic stretches in the Pandeiros river basin, which is totally inserted in Conservation Units, through a protocol of evaluation of lotic systems, their physicochemical variables and their ichthyofauna, in several spatial scales. We used abundance of fish species in the sampled sections to verify the similarity among them. We conclude that the local variables of physical habitat have a greater influence on the structuring of the fish assemblage in basins with low degree of disturbance, but are influenced indirectly by regional variables.

Keywords: Undisturbed. Multiscale. Habitat. Longitudinal gradient. Freshwater.

1 INTRODUÇÃO

A estrutura de uma comunidade é determinada por fatores bióticos e abióticos, atuando em distintas escalas espaciais e temporais. Os sistemas aquáticos lóticos variam em quatro dimensões: longitudinalmente da cabeceira à foz (VANNOTE, et al., 1980); lateralmente, da zona ripária e planícies de inundação à calha do corpo d'água; verticalmente, dos aquíferos às águas superficiais e na escala temporal, diferenças comportamentais a mudanças evolutivas (WARD, 1989). Nesse sentido, estudos têm sido realizados para avaliar a relação entre as variáveis ambientais dos ecossistemas lóticos e a estruturação das assembleias de peixes (THORP et al., 2006; DIAS et al., 2016). Alguns estudos apontam que a assembleia de espécies de peixes são espacialmente estruturadas pelas características físicas e químicas dos corpos d'água (GORMAN; KARR, 1978), e variam de microhabitats a toda rede de drenagem (FRISSEL et al., 1986; FAUSCH et al. 2002, ALLAN, 2004; JUNQUEIRA et al., 2016; LEAL et al., 2016).

O entendimento de que os sistemas fluviais obedecem a uma hierarquia, e que as escalas mais finas estão sujeitas às influências da paisagem na qual a bacia está inserida, nos permite uma avaliação mais holística dos processos que determinam a estruturação das assembleias de peixes (HYNES, 1975; WARD, 1989). Assim, o estado de conservação da paisagem da bacia está intimamente ligado às pressões e processos que influenciam a heterogeneidade espacial dos corpos d'água, e conseqüentemente a biota aquática. Wang et al. (2003) mostraram que condições ambientais locais têm uma relação mais direta com a estrutura das assembleias de peixes do que condições regionais quando a paisagem é menos modificada por ações humanas (e.g. agricultura ou urbanização). Mostraram ainda, que condições ambientais regionais também influenciam as assembleias de peixes em áreas relativamente preservadas, porém indiretamente, através de seus efeitos nas condições locais (WANG et al., 2003; LEAL et al., 2016). Por outro lado, Esselman e Allan (2010) demonstraram que condições ambientais regionais influenciaram mais nas assembleias de peixes, do que as condições locais em bacias com baixo distúrbio humano, porém em comparação de duas drenagens com condições regionais distintas (e.g. geologia da bacia). Portanto não

existe consenso quanto qual dessas escalas atua de forma determinante para definir a assembleias de peixes.

A relação entre os fatores bióticos e abióticos dos rios e riachos e as assembleias de peixes é um tema bastante estudado, porém a dificuldade em estabelecer essas relações de forma acurada ainda o torna relevante para a ecologia de comunidades (JACKSON et al., 2001; WANG et al., 2006; TURAK, et al. 2017). No sentido de verificar quais fatores ambientais naturais mais influenciam a conformação das assembleias de peixes, alguns estudos têm sido desenvolvidos em áreas tropicais com baixo nível de distúrbios antrópicos (ESSELMAN; ALLAN, 2010; DIAS; TEJERINA-GARRO et al., 2010, BENONE et al., 2017). Entretanto, estudos desenvolvidos em escalas espaciais variadas muitas vezes são impossibilitados devido à dificuldade de encontrar bacias inteiras preservadas.

Diante disso, esse estudo tem como objetivos avaliar como a estrutura das assembleias de peixes responde aos fatores abióticos em diferentes escalas espaciais, em uma bacia hidrográfica totalmente inserida em Unidades de Conservação (UC). Especificamente, buscamos compreender quais variáveis de uso do solo, do habitat físico e da qualidade da água mais influenciam na assembleia de peixes e avaliamos quais espécies de peixes mais se relacionam com as variáveis preditoras. Para isso, elencamos a sub-bacia do rio Pandeiros (referida apenas como bacia de agora em diante), que é um rio de preservação permanente (MINAS GERAIS, 2004 a), no qual se espera um baixo nível de distúrbio antrópico. Além disso, o local é tido como um dos principais sítios reprodutivos para a ictiofauna da bacia do rio São Francisco (GODINHO, 1986; ALVES; LEAL, 2010), apresenta um mosaico único de formações vegetais que influenciam na vegetação ripária (NUNES et al., 2009) e está inserida no Cerrado, um dos biomas mais ameaçados do Brasil atualmente (DINIZ-FILHO et al., 2009). Portanto, o estudo em várias escalas em áreas protegidas busca aumentar nosso conhecimento acerca das relações entre a paisagem, os fatores ambientais locais, e a ictiofauna nos ecossistemas fluviais tropicais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

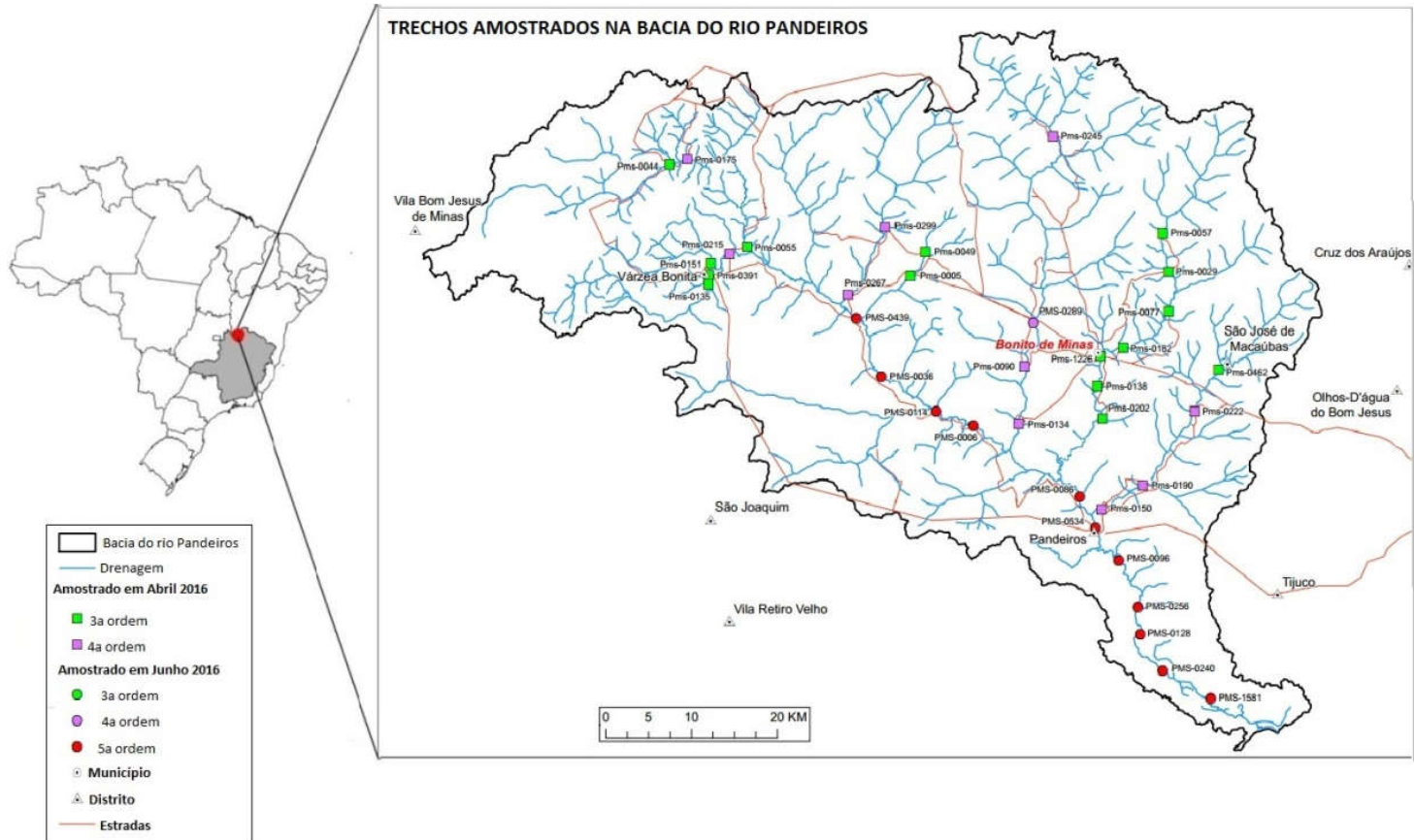
O estudo foi realizado na bacia do rio Pandeiros, localizada na mesorregião norte do estado de Minas Gerais – Brasil, e que abrange os municípios de Januária, Bonito de

Minas e Cônego Marinho. A bacia está inserida no bioma Cerrado, na região climática do semiárido brasileiro, com precipitação média anual inferior a 800 milímetros (BRASIL, 2005). O rio Pandeiros é um dos principais afluentes do trecho médio do rio São Francisco (BRASIL, 2011a), possui aproximadamente 145 km de extensão e a área da bacia compreende pouco mais de 393.000 ha (IEF, 2016). Toda sua extensão constitui a Área de Preservação Ambiental Pandeiros, APA Pandeiros (MINAS GERAIS, 1995), uma UC da categoria “Uso Sustentável” (IEF, 2016). Inserida na APA, encontra-se o Refúgio Estadual da Vida Silvestre do rio Pandeiros (RVS Pandeiros), uma UC de Proteção Integral com objetivo principal de preservação da ictiofauna (IEF, 2016), com aproximadamente 6.000 ha (MINAS GERAIS, 2004 b), e que contempla o baixo curso do rio e a sua planície de inundação.

2.2 Desenho Amostral

Nós amostramos 37 trechos lóticos, sendo 26 riachos (3ª e 4ª ordem) e 11 na calha do rio Pandeiros (5ª ordem) (STRAHLER, 1957) (Figura 1). Essa ordenação sugerida por Strahler (1957) foi escolhida de modo a avaliar a influência da posição geográfica dos trechos lóticos amostrados dentro de um contexto de hierarquização hidrográfica. As estações amostrais foram selecionadas previamente através do método GRTS (*Generalized Random Tessellation Stratified*) (STEVENS; OLSEN, 2004), que tem como produto um desenho amostral espacialmente balanceado. Foram selecionadas as estações amostrais melhores ranqueadas com uma distância mínima de 1 km entre si (MACEDO et al., 2014). Em campo, os trechos lóticos foram selecionados por acessibilidade e condições de amostragem. Adicionalmente, nós avaliamos a correlação entre a similaridade da assembleia de peixes e a distância hidrológica entre os trechos amostrados, através de uma regressão linear a fim de verificar se a distância se relacionava negativamente com a similaridade.

Figura 1: Distribuição espacial dos trechos lóticos amostrados na bacia do Rio Pandeiros.



Fonte: Do autor (2018).

2.3 Coleta de dados

As coletas foram realizadas em maio/junho de 2016, no fim da estação chuvosa e início da estação seca respectivamente, quando os trechos lóticos estão com seu fluxo basal, fora dos picos de vazão e seca. Além da coleta de peixes, os trechos lóticos amostrados foram submetidos a um protocolo de avaliação do habitat físico seguindo a metodologia de Peck et al. (2006) e Hughes e Peck (2008).

2.3.1 Medidas das escalas espaciais dos usos do solo

Os usos do solo foram determinados em três diferentes escalas geográficas (sugeridas por MORLEY; KARR 2002): local, ripária e bacia. A escala local corresponde a um *buffer* 200m de cada margem até 1km a montante do ponto inicial de amostragem, a escala ripária corresponde a um *buffer* de 200m de cada margem, estendendo-se por toda drenagem acima do ponto amostral e a escala bacia corresponde a área da drenagem acima do ponto de coleta. Para tal, utilizamos imagens de satélite de resolução fina (0,6-5 m de resolução espacial; imagens Google Earth; GOOGLE, 2015) e imagens multiespectrais do sensor TM do satélite Landsat. Foram mapeados sete usos e ocupações do solo: Savana Florestada, Savana Parque, Mata Seca, Vereda, Agricultura, Pastagem e Área urbana (IBGE, 2012).

2.3.2 Medidas de habitat físico e qualidade da água

O tamanho de cada trecho amostral foi determinado pela largura molhada do corpo d'água multiplicado por 40, sendo o mínimo de 150 m. Posteriormente, os trechos foram subdivididos em dez seções de 11 transectos transversais, nos quais foram coletados os dados de habitat físico.

2.3.2.2 Medidas de habitat físico na seção

Em cada seção nós medimos a profundidade do canal com auxílio de uma haste graduada e avaliamos visualmente o volume de madeira grande e presença de sedimento fino. Nós avaliamos o sedimento fino em dez pontos equidistantes dentro de cada seção. A caracterização do canal principal e suas variações morfológicas (número de barras de canal, pedaços grandes de madeira, leito sazonal, remansos, canais laterais) e o tipo de fluxo (piscina, suave, rápido ou queda) foram determinados visualmente. A declividade da seção foi medida com uma mangueira de nível graduada de 20 metros de

comprimento. A sinuosidade do canal foi determinada a partir de marcações de uma bússola ao longo do trecho amostral.

2.3.2.2 Medidas de habitat físico no transecto transversal

A caracterização do habitat em cada transecto abrangeu a calha e a zona ripária do curso d'água. A profundidade foi medida com o auxílio de uma haste graduada. O tipo de substrato (rocha lisa, rocha rugosa, concreto/asfalto, matacão largo, matacão, bloco, cascalho grosso, cascalho fino, areia, silte/argila/lama, madeira, outro) foi visualmente determinado em cinco pontos equidistantes em cada transecto transversal. A imersão do substrato foi visualmente estimada e todo substrato mais fino que areia foi considerado 100% imerso. A quantificação e determinação da complexidade do habitat e de abrigos para peixes (algas filamentosas, plantas aquáticas, pedaços de madeira, árvores vivas/raízes, vegetação pendurada a menos de 1 metro da lâmina d'água, margem escavada, matacão e estruturas artificiais) foram feitas visualmente com base na área da calha que se estende 5 metros a jusante e 5 metros a montante do transecto transversal. O ângulo das margens foi determinado utilizando um clinômetro. A largura escavada da margem, a largura molhada da calha, a largura das barras de canal, a largura e a altura do leito sazonal e a altura da incisão da calha foram medidas com uma trena.

A cobertura do dossel sobre a calha foi determinada utilizando um densiômetro convexo (Lemmon, 1957), no centro do canal (montante, jusante, direita e esquerda) e em suas margens (direita e esquerda). As estimativas para zona ripária foram feitas com base numa área de 10 m² distribuídos equitativamente a jusante e a montante do transecto transversal, em cada uma das margens. Nessa área, o percentual de cobertura de cada tipo de vegetação (árvores grandes, árvores pequenas, arbustos lenhosos/mudas, ervas sem tronco lenhoso/gramíneas) ou de solo exposto/coberto por serrapilheira foram visualmente estimados para o dossel, sub-bosque e vegetação rasteira.

Os possíveis impactos humanos nessa mesma área foram classificados (muro/dique/gabião/barramento, construções, estrada cascalhada/calçada, rodovia/ferrovia, canos, entulho/lixo, parque/gramado, plantações de grãos, pastagem, silvicultura/desmatamento e mineração) e a distância de cada um deles da margem (>10 m, < 10 m ou na margem) foi visualmente estimada.

2.3.3 Medidas de qualidade da água

Nós medimos os parâmetros de qualidade da água na seção mais a jusante do trecho com uma sonda multiparâmetros antes das amostragens dentro do corpo d'água. Nesse mesmo local foram coletadas amostras de água para obtenção de outros parâmetros de qualidade da água em laboratório. As variáveis de qualidade da água foram: Temperatura da água (°C), pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), sólidos totais (ppm), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg/L), alcalinidade (mEq/L CO_2), nitrogênio total (mg/L), fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$), clorofila ($\mu\text{g}/\text{L}$) e feoftina ($\mu\text{g}/\text{L}$).

2.3.4 Amostragem de peixes

Nós utilizamos duas peneiras de mão de formato semicircular com tela de 2 mm de malha para a coleta de peixes. Quando necessário, nós utilizamos o arrasto de mão de 5 m de comprimento e malha de 8 mm entre nós opostos. Essa metodologia foi escolhida por ser considerada eficiente e aplicável em todas as estações amostrais, as quais apresentam dimensões distintas (3^a a 5^a ordem). O esforço amostral foi padronizado pelo tempo, sendo 120 minutos de coleta para cada trecho amostral (12 minutos por seção). Após a coleta, os peixes foram sacrificados em Eugenol, fixados em formalina a 10% e conservados em solução de álcool etílico a 70° GL. Posteriormente, foram identificados até o menor nível taxonômico possível em laboratório com o uso de chaves de identificação e descrição original das espécies. Para alguns grupos taxonômicos indefinidos, realizamos consultas com especialistas. O material testemunho será depositado na Coleção Ictiológica da Universidade Federal de Lavras (CI-UFLA).

2.4 Análise dos dados

2.4.1 Análise das métricas de habitat físico

Nós calculamos 257 métricas relacionadas ao habitat físico baseadas nos dados obtidos em campo (KAUFMANN et al., 1999; HUGHES; PECK, 2008). Essas métricas correspondem a 11 características principais do habitat físico: Vazão e velocidade da água (4), morfologia do canal (28), substrato (37), tipo de fluxo (17), declividade (4), sinuosidade (1), cobertura vegetal ripária medida por densiômetro (4), cobertura vegetal ripária determinada visualmente (33), madeira no corpo d'água (64), abrigo para peixes (36) e impacto humano (29). Dessas 257 variáveis foram selecionadas aquelas que

apresentaram dados completos nos protocolos preenchidos em campo e as que não apresentaram predominância de valores iguais a zero e que tiveram pouca variação entre seus valores.

2.4.2 Análises das relações das variáveis ambientais com as assembleias de peixes

Nós usamos a similaridade na composição de espécies ponderada pela abundância nos trechos amostrais como variável resposta e uso do solo em diferentes escalas espaciais, variáveis de habitat físico e de qualidade da água como as variáveis explicativas.

Os dados de abundância da assembleia de peixes foram padronizados pela razão do valor das amostras pelo total. Nós escolhemos o índice de similaridade de Bray-Curtis por ser a medida de distância mais indicada para dados de abundância. Nós utilizamos modelos lineares baseados na distância (DistLM) confrontando as matrizes de similaridade de Bray-Curtis para selecionar as variáveis que mostraram um valor de p significativo ($p < 0,05$) dentro de cada grupo (uso do solo nas três escalas espaciais, habitat físico e qualidade da água). A análise de DistLM foi realizada através do procedimento *forward* e o critério de seleção do melhor modelo apresentado, pelo maior valor do R^2 ajustado (R^2_{aj}). O procedimento *forward* adiciona variáveis sequencialmente, até que seja obtido o melhor modelo (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008). O uso do R^2_{aj} é o mais adequado para a escolha do modelo ótimo, pelo fato de não aumentar necessariamente com a adição de variáveis explicativas (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008). Porém, quando apresentados resultados de testes marginais para cada variável, optou-se pelo R^2 , como indicador da proporção da similaridade explicada.

Nós apresentamos a influência da principal variável explicativa selecionada pelos melhores modelos de DistLM de cada grupo de variáveis através de um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Nós verificamos a representatividade dos grupos formados nos gráficos NMDS através do parâmetro de *stress* de Kruskal 1, de valor mínimo 0,01, representando uma altíssima diferenciação entre os grupos e valores acima de 0,3 revelam que a ordenação é arbitrária. Posteriormente, nós testamos a significância dos potenciais grupos formados no NMDS, através de uma análise de similaridade *One way* ANOSIM com 999 permutações, considerando como grupos os trechos amostrados com valores acima ou abaixo da

mediana dos valores da variável selecionada (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008). A ANOSIM tem como resultado o valor do R Global, que varia entre 0 e 1 (0=distribuição aleatória dos grupos e 1=separação total dos grupos). $R > 0,75$ indica a separação clara de grupos; $R > 0,5$, indica grupos sobrepostos, porém distinguíveis; e $R < 0,25$, grupos de distribuição aleatória sem separação (CLARKE; GORLEY, 2006).

Após a seleção das variáveis estruturadoras significativas pelos melhores modelos DistLM de cada grupo, nós avaliamos como elas se relacionam em conjunto, e como as espécies respondem a essas influências. Antes da realização do modelo, nós realizamos um processo de seleção no qual excluimos uma das variáveis que apresentaram uma alta correlação ($r_{\text{Pearson}} > 0,7$), escolhendo dentre essas a que apresenta uma maior relação na estruturação da assembleia. Após esse teste de correlação, nós realizamos uma análise de DistLM através dos mesmos procedimentos mencionados anteriormente, e a influência das variáveis na estruturação da assembleia foi avaliada através de projeções dos dois primeiros eixos da análise de redundância baseada na distância (dbRDA). A dbRDA é um método adequado para variáveis semi-métricas, como a similaridade de Bray-Curtis (LEGENDRE; ANDERSON, 1999). Para testar essas relações, nós utilizamos como vetores as variáveis ambientais significativas do modelo da DistLM e a matriz de similaridade dos dados de abundância para gerar os modelos mais parcimoniosos. As espécies que mais se relacionaram com as variáveis selecionadas pelo melhor modelo foram analisadas pela dbRDA e determinadas por sua correlação com as variáveis ambientais ($r_{\text{Pearson}} > 0,5$). A dbRDA foi construída com a inserção do fator Ordem, segundo as ordens de Strahler (1957) dos trechos lóticos amostrados, para diferenciação visual e demonstrar o padrão de distribuição espacial dos mesmos em função das variáveis.

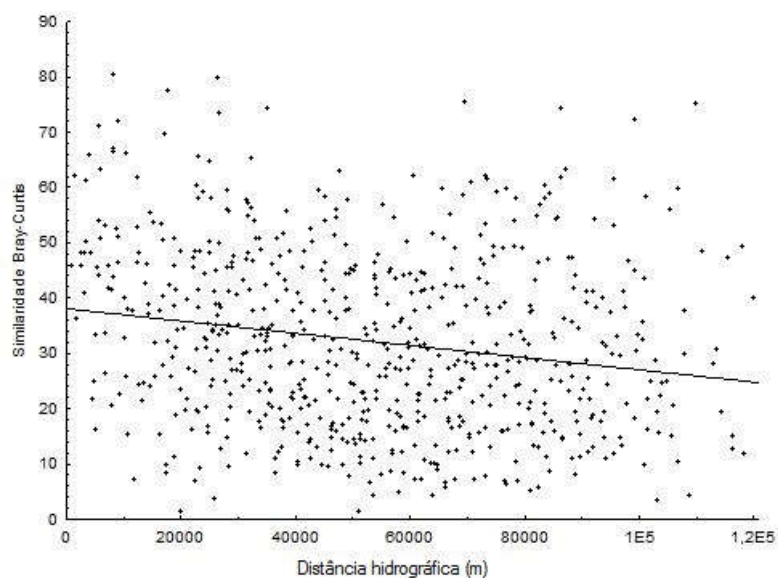
3 RESULTADOS

Nós coletamos 13.571 indivíduos de 59 espécies de peixes, e a composição e abundância relativa de cada estação amostral é apresentada na Tabela S1. A riqueza nos trechos amostrados variou de 7 a 35 espécies, sendo maior nos trechos localizados na calha do rio Pandeiros (5ª ordem). *Hisonotus* sp. foi a espécie mais coletada ($n=2.775$) e também a mais frequente, presente em 34 dos 37 trechos lóticos amostrados. Outras espécies se mostraram bastante abundantes, como *Serrapinnus heterodon* (Eigenmann 1915) ($n=1.471$), *Hemigrammus marginatus* Ellis 1911 ($n=1.318$) e *Characidium* aff.

zebra (n=1.127), todas com abundância expressiva nos trechos de 5ª ordem. Por outro lado, *Lepidocharax burnsi* Ferreira, Menezes & Quagio-Grassiotto 2011 (n=853), foi bastante abundante nos trechos de 3ª ordem (80% das capturas).

A similaridade entre a assembleia de peixes dos trechos amostrados apresentou uma correlação muito baixa com a distância hidrográfica demonstrando que não há uma influência direta dessa variável na abundância e na composição das assembleias locais ($R^2=0,04$; $p < 0,001$) (Figura 2).

Figura 2. Avaliação da correlação entre a similaridade da assembleia de peixes em função da distância hidrográfica entre os trechos amostrados na bacia do rio Pandeiros ($R^2=0,04$; $p < 0,001$).



Fonte: Do autor (2018).

Nós selecionamos 24 variáveis de habitat físico (Tabela S2) e mantivemos as sete variáveis de qualidade da água (Tabela S3) e 22 variáveis de uso do solo dividido em três escalas espaciais (Tabela S4) para as análises de DistLM de cada grupo de variáveis. Para as análises da influência das variáveis em conjunto na assembleia de peixes foram selecionadas 9 variáveis.

3.1. Relação entre as variáveis de uso do solo em diferentes escalas espaciais e a estrutura das assembleias de peixes

A escala espacial ripária foi a que melhor se relacionou à estrutura da assembleia de peixes quanto ao uso do solo, com uma proporção de explicação (R^2) de 24%. A

escala espacial da bacia também contribuiu para a construção do melhor modelo DistLM e as duas escalas juntas responderam (R^2_{aj}) por 17% da explicação dessa relação (Tabela 1).

Tabela 1: Relação entre as diferentes escalas de uso do solo e assembleias de peixes nos trechos amostrados. Esse resultado apresenta os testes sequenciais do melhor modelo DistLM entre as matrizes de similaridade das diferentes escalas espaciais de uso do solo e da assembleia de peixes. As variáveis apresentadas são as que tiveram uma relação significativa ($p < 0,05$). Fonte: Do autor (2018).

Escala	R^2_{aj}	Pseudo-F	Valor de p
Ripária	0,08	1,58	0,007
+ Bacia	0,17	1,52	0,022

Quando avaliadas isoladamente, a única variável explicativa de uso do solo na escala espacial ripária foi presença de vereda, com 6% de proporção de explicação (Tabela 2). Por outro lado, na escala espacial bacia a única variável explicativa foi presença de pastagem, com 7% de proporção de explicação (Tabela 2).

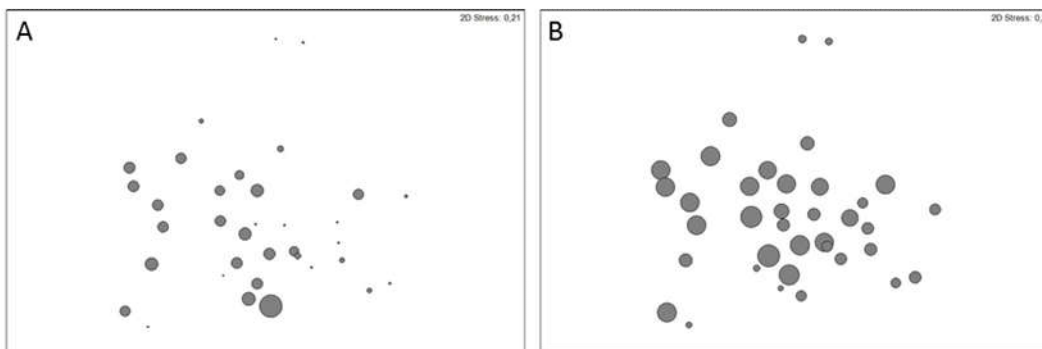
Tabela 2. Relação entre as variáveis de uso do solo na escala ripária (r) e na escala bacia (b) e a assembleia de peixes nos trechos amostrados (testes marginais). Esse resultado apresenta as variáveis significativas ($p < 0,05$) que compuseram do melhor modelo DistLM entre as matrizes de similaridade de uso do solo para as duas escalas separadamente. Fonte: Do autor (2018).

Escala	Variável de uso do solo	R^2	Pseudo-F	Valor de p
r	Vereda	0,06	2,17	0,023
b	Pastagem	0,07	2,61	0,009

As veredas e as pastagens foram pouco frequentes nas análises de uso do solo nos trechos lóticos amostrados e com proporções variando entre 0% a 6% e de 0,5% a 8%, respectivamente. A relação entre a assembleia de peixes e a presença de veredas na escala espacial ripária, e de pastagens na escala espacial bacia, não apresentaram separação de grupos no NMDS confirmada pela ANOSIM (Figura3).

Figura 3. Ordenamentos do NMDS 2-D da análise de similaridade da assembleia de peixes e a relação às variáveis de uso do solo. O tamanho dos símbolos é diretamente proporcional ao

percentual das variáveis nos trechos amostrados. A distribuição aleatória dos grupos foi confirmada pela ANOSIM (Valor de R Global e $p < 0,05$).



Legenda: A) Análise de similaridade da assembleia de peixes com a presença de vereda na escala espacial ripária nos trechos amostrados (Stress=0,21; R Global=0,192; $p=0,001$). B) Análise de similaridade da assembleia de peixes e a relação com a presença de pastagem na escala espacial bacía nos trechos amostrados (Stress=0,21; R Global=0,127; $p=0,005$). Fonte: Do autor (2018).

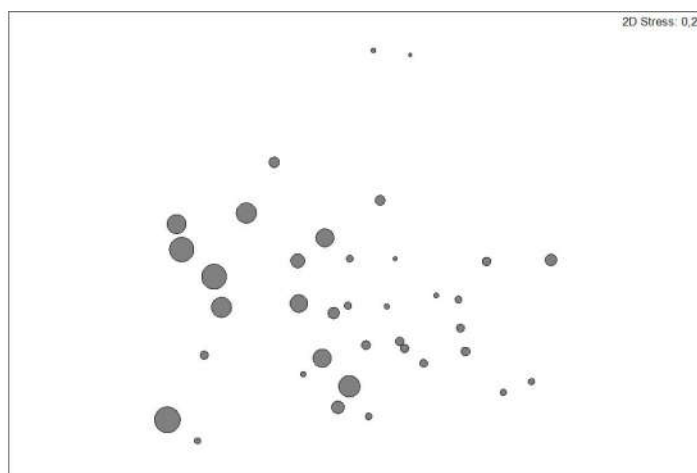
3.2. Relação entre as variáveis de habitat físico e a estrutura das assembleias de peixes

Isoladamente, a média da Área Molhada da Seção (média da largura x comprimento da seção transversal m^2) foi a variável que melhor representou a estrutura da assembleia de peixes quanto ao habitat físico ($R^2=13\%$). As variáveis %Areia ($R^2=6\%$), %Madeira ($R^2=6\%$), Razão Largura e Profundidade Seção ($R^2=7\%$) e %Desvio Padrão Dossel Margens ($R^2=10\%$) também adicionaram explicação para a construção do melhor modelo DistLM (Tabela 3), que explicou 23% da estrutura da assembleia de peixes, em relação ao habitat físico. A relação entre a assembleia de peixes e a Média da Área Molhada da Seção, não apresentou separação de grupos no NMDS e foi confirmada pela ANOSIM (Figura 4).

Tabela 3. Relação entre as variáveis de habitat físico e a assembleia de peixes nos trechos amostrados. Esse resultado apresenta os testes sequenciais com as variáveis significativas ($p < 0,05$) que compuseram o melhor modelo DistLM entre as matrizes de similaridade de habitat físico e da assembleia de peixes. Fonte: Do autor (2018).

Variável	R ² aj	Pseudo-F	Valor de p
Média da Área Molhada Seção	0,10	5,14	0,001
+ %Areia	0,15	3,07	0,004
+ %Madeira	0,18	2,00	0,045
+ Razão LxP Seção	0,20	2,04	0,039
+ %DP Dossel Margens	0,23	2,11	0,026

Figura 4. Ordenamento da NMDS 2-D da análise de similaridade da assembleia de peixes e a relação com a Média da Área Molhada da Seção nos trechos amostrados (Stress=0,21).



Legenda: O tamanho dos símbolos é diretamente proporcional aos valores da Média da Área Molhada da Seção (m²) nos trechos amostrados. A distribuição aleatória dos grupos foi confirmada pela ANOSIM (R Global=0,187; $p=0,001$). Fonte: Do autor (2018).

3.3. Relação entre as variáveis de qualidade da água e a estrutura das assembleias de peixes

Isoladamente, alcalinidade (mEq/L CO₂) foi a variável que melhor representou a estrutura da assembleia de peixes quanto à qualidade da água ($R^2=13\%$). As variáveis pH ($R^2=12\%$) e sólidos totais ($R^2=8\%$) também contribuíram para a construção do melhor modelo DistLM (Tabela 4), somando uma explicação de 23%. A alcalinidade

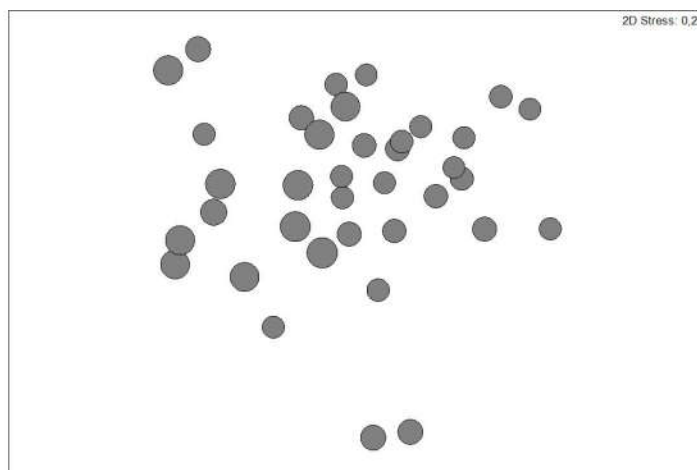
variou entre -0,5 e 958,3 mEq/L CO₂ ($318,8 \pm 329,9$), sendo maior nos trechos de 5ª ordem. O pH por sua vez variou entre 4 e 9,1 ($7,6 \pm 0,92$), e não apresentou um padrão de variação com o gradiente longitudinal. Sólidos totais variaram entre 0 e 231 ($40,7 \pm 52,7$) e também não apresentou um padrão de variação.

A relação entre as assembleias de peixes e a alcalinidade, não apresentou separação de grupos no NMDS e foi confirmada pela ANOSIM (Figura 5).

Tabela 4. Relação entre as variáveis de qualidade da água e a assembleia de peixes nos trechos amostrados. Esse resultado apresenta os testes sequenciais com as variáveis significativas ($P < 0,05$) que compuseram do melhor modelo DistLM entre as matrizes de similaridade de qualidade da água e da assembleia de peixes. Fonte: Do autor (2018).

Variável	R ² aj	Pseudo-F	Valor de P
Alcalinidade	0,11	5,20	0,001
+ pH	0,17	3,60	0,001
+ Sólidos totais	0,23	3,74	0,001

Figura 5. Ordenamento do NMDS 2-D da análise de similaridade da assembleia de peixes e a relação com a alcalinidade nos trechos amostrados (Stress=0,21).



Legenda: O tamanho dos símbolos é diretamente proporcional aos valores da alcalinidade (mEq/L CO₂) nos trechos amostrados. A distribuição aleatória dos grupos foi confirmada pela ANOSIM (R Global=0,162; P=0,003). Fonte: Do autor (2018).

3.4. Relação entre o conjunto de variáveis selecionadas e a estrutura das assembleias de peixes

Após ajustar os modelos de DistLM dos grupos de variáveis apresentados acima, nós excluímos a métrica Alcalindade devido à sua correlação com Média da Área Molhada Seção ($r_{\text{Pearson}} = 0,77$). A métrica Média da Área Molhada Seção foi escolhida para integrar o modelo por ser uma métrica já estabelecida como estruturadora de comunidades aquáticas (e.g. relação espécie-área, complexidade de habitat) (SHELDON, 1968; JACKSON; PERES-NETO; OLDEN, 2001). A correlação das variáveis usadas para a realização da dbRDA é apresentada na Tabela S5. Finalmente, nós selecionamos as seguintes variáveis para a realização da análise de DistLM das variáveis em conjunto e a dbRDA: cinco variáveis de habitat físico (Média da Área Molhada da Seção, %Areia, %Madeira, Razão Largura e Profundidade Seção e %Desvio Padrão de Dossel Margens), duas de uso do solo (%Vereda na escala espacial Ripária e %Pastagem na escala espacial Bacia), e duas de qualidade da água (pH e Sólidos totais). Quatro destas variáveis compuseram o melhor modelo, explicando 28% da variação da assembleia de peixes (Tabela 5).

Tabela 5. Relação entre as variáveis selecionadas e a assembleia de peixes nos trechos amostrados. Esse resultado apresenta os testes sequenciais com as variáveis significativas ($P < 0,05$) que compuseram do melhor modelo DistLM entre as matrizes de similaridade das variáveis selecionadas e da assembleia de peixes. Fonte: Do autor (2018).

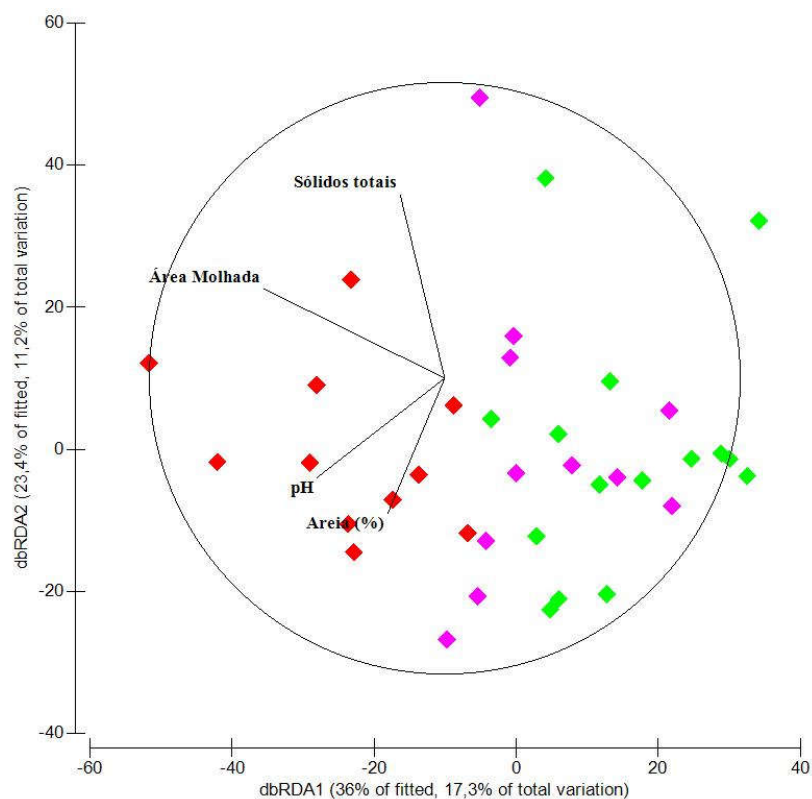
Variável	R ² aj	Pseudo-F	Valor de P
Média da Área Molhada da Seção	0,10	5,14	0,001
+Sólidos totais	0,17	3,79	0,002
+pH	0,24	4,19	0,001
+%Areia	0,28	2,97	0,004

As variáveis de habitat físico e qualidade da água selecionadas pelo melhor modelo da DistLM tiveram uma relação positiva com os trechos lóticos de 5ª ordem, no caso a calha do rio Pandeiros, formando grupos bem distintos entre as estações amostrais em função do fator Ordem (Figura 6).

As espécies selecionadas pela dbRDA que mais se relacionaram positivamente às variáveis preditoras foram *Hypostomus velhochico* Zawadzki, Oyakawa & Britski

2017, *Hypostomus francisci* (Lütken 1874), *Leporinus taeniatus* Lütken 1875, *Imparfinis minutus* (Lütken 1874), *Serrapinnus piaba* (Lütken 1875), *Trachelyopterus galeatus* (Linnaeus 1766). Por outro lado, *Hypostomus* cf. *macrops*, *L. burnsi* e *Phenacorhamdia tenebrosa* (Schubart 1964) se relacionaram negativamente. Já *Hisonotus* sp., *Astyanax lacustris* (Lütken 1875), *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard 1824) e *Astyanax* sp. não apresentaram uma relação clara com as variáveis (Figura 7).

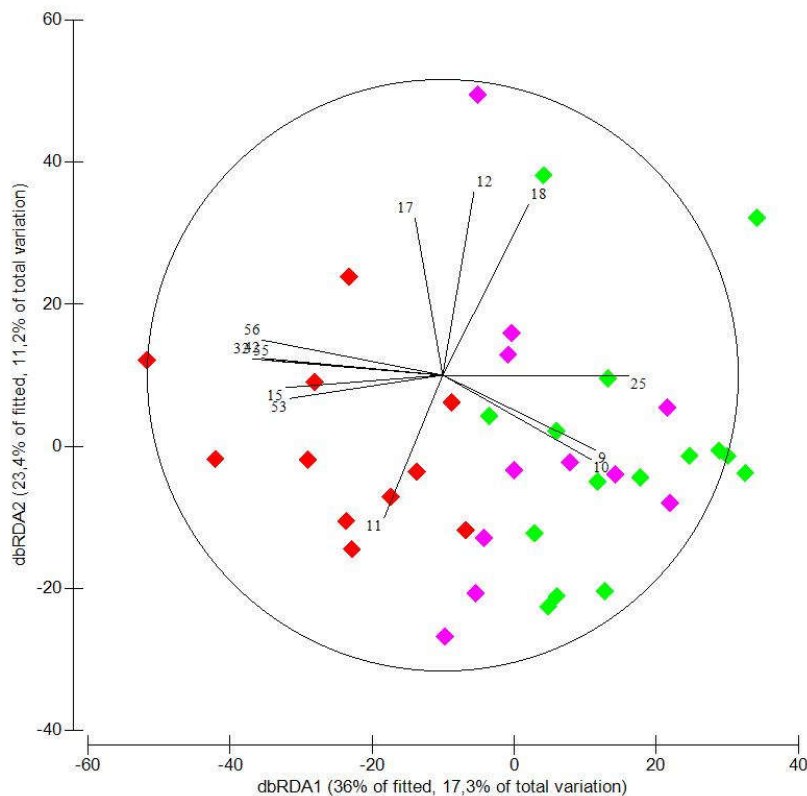
Figura 6. Ordenações da dbRDA das variáveis ambientais predictoras de cada grupo (uso do solo ripário, habitat físico e qualidade da água) selecionadas através dos melhores modelos lineares baseados na distância (DistLM) em função da similaridade de Bray-Curtis da assembleia de peixes dos trechos amostrados.



Legenda: O comprimento do vetor na dbRDA indica sua força na estruturação da assembleia de peixes. Os símbolos verdes correspondem aos trechos lóticos amostrados de 3ª ordem, os rosa aos trechos lóticos amostrados de 4ª ordem e os vermelhos correspondem aos trechos lóticos amostrados de 5ª ordem, de acordo com a Figura 1.

Fonte: Do autor (2018).

Figura 7: Ordenações da dbRDA das espécies de peixes que mais se relacionam com as variáveis predictoras (correlação de Pearson > 0,5).



Legenda: O comprimento do vetor na dbRDA indica sua força na estruturação da assembleia de peixes. Os números referentes às espécies são 9=*Hypostomus cf. macrops*, 10=*Phenacorhamdia tenebrosa*, 11=*Hisonotus sp.*, 12=*Rhamdia quelen*, 15= *Serrapinnus piaba*, 17=*Astyanax lacustris*, 18=*Astyanax sp.*, 25=*Lepidocharax burnsi*, 32=*Hypostomus francisci*, 42=*Imparfinis minutus*, 53=*Trachelyopterus galeatus*, 55=*Leporinus taeniatus* e 56=*Hypostomus velhochico*. Os símbolos verdes correspondem aos trechos lóticos amostrados de 3ª ordem, os rosas aos trechos lóticos amostrados de 4ª ordem e os vermelhos correspondem aos trechos lóticos amostrados de 5ª ordem, de acordo com a Figura 1. Fonte: Do autor (2018).

4 DISCUSSÃO

A bacia do rio Pandeiros apresenta um bom estado de conservação com baixos níveis de distúrbios antrópicos. A diferenciação na estruturação da assembleia de peixes entre os trechos lóticos amostrados se deu principalmente em relação às variáveis locais de habitat físico e qualidade da água. Essas variáveis responderam em função da hierarquia hidrográfica do gradiente longitudinal, denotado pela clara separação espacial

dos trechos lóticos amostrados em função da ordem no gráfico da dbRDA. Apesar disso, quando avaliadas isoladamente, as variáveis de uso do solo também demonstraram influência na estruturação da assembleia.

A presença de veredas na escala espacial ripária é a variável de uso do solo que mais contribui para a estruturação da assembleia de peixes na bacia do rio Pandeiros. Estudos tem demonstrado a importância da zona ripária na regulação e manutenção do fluxo hídrico, proteção estrutural dos habitats aquáticos, controle do carreamento de sólidos e substâncias do ambiente terrestre e fornecimento de matéria orgânica alóctone e substrato vegetal para o ecossistema aquático (VANNOTE et al., 1980; GREGORY et al., 1991, TERESA; ROMERO, 2010; PRUDENTE et al., 2016). Na bacia do rio Pandeiros, as veredas têm a função primordial de abastecimento da bacia, pois como áreas de exsudação do lençol freático, suas águas convergem em sua maioria para os talwegues dos corpos d'água desse sistema hidrográfico localizado em um ambiente semiárido (BOAVENTURA, 2007; IBGE, 2009). Dito isso, as veredas são essenciais para a manutenção das espécies de peixes nesse sistema fluvial, já que a presença de água é uma condição básica para tal, sendo um fator preponderante na estruturação da assembleia, já que influencia diretamente na conectividade desses ambientes lóticos. A conectividade é essencial para a manutenção das comunidades aquáticas, já que possibilita a movimentação e dispersão desses organismos (FAUSCH et al., 2002; WARD; TOCKNER; SCHIEMER, 1999). A disponibilização de água se dá através da zona hiporreica, na qual ocorre a conexão das águas subterrâneas e superficiais onde normalmente se localizam as veredas, e esse aporte é importante para a manutenção da conectividade (BOAVENTURA, 2007; EAMUS; FROEND, 2006; FAUSCH et al., 2002; WARD et al., 2002).

Na escala espacial bacia, a variável de uso do solo que mais influenciou na estruturação da assembleia de peixes foi a presença de pastagens. Embora pouco frequentes nas paisagens analisadas, as pastagens têm aumentado ao longo dos anos na bacia devido à expansão da pecuária e da exploração florestal (BETHONICO, 2009; BRASIL, 2011a; DIAS; MOSCHINI; TREVISAN, 2017). A substituição da cobertura vegetal original por pastagens pode acarretar uma degradação indireta dentro corpos d'água, através do carreamento de sólidos e assoreamento (BREN, 1993; KARR, 1991) e consequente perda de habitats dentro dos corpos d'água (SWEENEY et al., 2004; CASATTI et al., 2009, PRUDENTE et al., 2016).

Alcalinidade, pH e Sólidos totais foram as variáveis de qualidade da água que apresentaram uma relação significativa com a estruturação da assembleia porém não variaram em consonância com o gradiente longitudinal, exceto a alcalinidade que mostrou maiores valores nos trechos lóticos de 5ª ordem, porém não mostrou uma diferença perceptível entre 3ª e 4ª ordens.

A alcalinidade, o pH e os sólidos totais dissolvidos estão relacionados principalmente aos processos que ocorrem localmente e atuam de forma integrada conferindo características físico químicas diferenciadas entre os diferentes ambientes do sistema lótico (WANG et al., 2003). O aporte de matéria orgânica, luminosidade, variação de temperatura e produtividade primária são algumas das características locais relacionadas ao dossel que contribuem para isso. Por exemplo, a decomposição de matéria orgânica alóctone no ambiente torna o ambiente mais ácido. Portanto, sistemas lóticos de menor dimensão tendem a apresentar valores menores de alcalinidade e maiores de pH (ESTEVES, 1998; DODDS, 2002). Além disso, algumas formas de poluição podem acidificar o ambiente e influenciar na alcalinidade (GROVE et al., 2015), o que provavelmente pode ter aumentado sua magnitude nos trechos localizados no rio Pandeiros, nos quais há uma maior pressão antrópica como relatado por Rezende, Santos e Gonçalves Júnior (2012).

Porém essas variáveis podem refletir processos de escala regional como uso do solo em escalas espaciais maiores (e.g. %Pastagem na escala bacia), geologia da bacia e entrada de águas subterrâneas no sistema, que afetam a estrutura da assembleia de peixes indiretamente (WANG et al., 2003). A geologia da bacia do rio Pandeiros tem uma influência direta nesses parâmetros já que seu vale drena solos ricos em calcários (IGLESIAS; UHLEIN, 2009), que disponibilizam CaCO_3 em decorrência da dissolução dos mesmos pela água através da erosão.

Apesar disso, os valores dos parâmetros medidos nesse estudo indicam uma ótima qualidade da água e baixo nível de distúrbio na maioria dos trechos lóticos amostrados, quando comparado aos limites estabelecidos pelo MMA (BRASIL, 2011b), condição também foi encontrada por Rezende, Santos e Gonçalves Júnior (2012) na mesma bacia. Portanto, em sistemas lóticos pouco alterados, a estrutura da assembleia de peixes é influenciada pelos parâmetros de qualidade da água que são influenciadas pelas variações locais do habitat e também regionais (WANG et al., 2003). Essa relação faz com que sua contribuição na explicação da estrutura da assembleia se torne pouco evidente como apontado por outros estudos (CASATTI et al., 2006; FLORES-LOPES

et al., 2010; TERESA; ROMERO, 2010; COUTO; AQUINO, 2011). Entretanto, a qualidade da água é um importante fator a ser avaliado pois tem a capacidade de evidenciar a ocorrência de distúrbios, principalmente de natureza antrópica (PRUDENTE, *et al.* 2017).

A Média de Área Molhada da Seção (m^2) é uma variável de dimensão dos corpos d'água e seu aumento em relação à magnitude da ordem das drenagens é o esperado em sistemas lóticos naturais. Sistemas fluviais quando analisados na escala espacial da bacia, possuem uma estrutura de rede na qual os corpos d'água de menor ordem e tamanho se juntam para formar corpos d'água de maiores ordens e dimensão (STRAHLER, 1957; BENDA et al., 2004). Além disso, bacias em formato de coração com redes dendríticas, como a bacia do rio Pandeiros, favorecem o aumento da dimensão dos tributários longitudinalmente quando comparada a bacias de formatos retangulares (BENDA et al., 2004). Portanto, como sugerido no Conceito do Rio Contínuo (*River Continuum Concept* RCC) proposta por Vannote et al. (1980) o aumento de volume de água, e a maior disponibilidade de recursos e de habitats nos trechos de maior ordem levam a um aumento no número de espécies em direção à foz (SHELDON, 1968; ANGERMEIER; SCHLOSSER, 1989), alterando a composição e abundância da ictiofauna como demonstrado em nossos resultados.

A porcentagem de areia (%Areia) variou bastante entre os trechos lóticos amostrados, apesar de sua média ter sido maior nos trechos de 5ª ordem. Estudos indicam que o aumento de sedimentos finos no substrato das drenagens é comumente relacionado a distúrbios antrópicos, indicando um aumento das erosões nas cabeceiras e um consequente aumento do suprimento de sedimentos no sistema (HAWKINS et al., 1983; KAUFMANN, et al., 2009). Entretanto, processos geomorfológicos naturais afetam o ecossistema aquático e influenciam na estrutura do habitat físico (MONTGOMERY, 1999). Logo, o tamanho e a disponibilidade dos sedimentos pode ter uma relação com a geologia da bacia (LEOPOLD; MADDOCK, 1953), como apresentado por Kaufmann e Hughes (2006) em bacias sedimentares. A bacia do rio Pandeiros drena solos constituídos predominantemente por arenitos quartzosos, com coberturas aluvionares constituídas principalmente por areias (IGLESIAS; UHLEIN, 2009), o que justifica a distribuição natural desse sedimento em diversos trechos. A maior concentração de areia nos trechos lóticos de 5ª ordem pode ser explicada pelo gradiente longitudinal desses sistemas, nos quais sedimentos de menor granulometria são mais abundantes (LEOPOLD; MADDOCK, 1953; LEOPOLD; WOLMAN, 1957).

Diversos fatores hidrológicos influenciam no carreamento dos sedimentos finos para jusante, dentre eles, a velocidade da água é um fator preponderante, que tende a ser maior nas cabeceiras devido à declividade, o que faz com que a parte baixa da bacia acumule mais sedimentos (LEOPOLD; MADDOCK, 1953; LEOPOLD; WOLMAN, 1957; MARTIN-SMITH, 1998). Apesar desse padrão de carreamento de sedimentos finos ser o mais comum, Mullen et al. (2011), encontraram uma maior abundância de sedimentos finos nas partes mais altas da bacia. No entanto, esse fator também foi determinante para a variação da assembleia de peixes, independente se a montante ou mais a jusante, havendo apenas uma inversão do gradiente longitudinal devido à composição da vegetação ripária.

Apesar da grande disponibilidade de sedimento em razão da geologia da bacia, o efeito do aporte de sedimentos finos devido a ações humanas pode influenciar as assembleias de peixes como um impacto regional. Ações antrópicas como desflorestamento estão intimamente ligadas ao aumento do aporte de sedimentos finos nos cursos d'água. Nossos resultados apresentam uma correlação positiva de 0,65 entre %Pastagem na escala espacial bacia e Média da Área Molhada, o que demonstra que há uma maior concentração desse tipo de uso do solo onde se encontram os trechos de 5ª ordem. Esse tipo de impacto afeta principalmente a estrutura e a heterogeneidade do habitat, que são fatores que influenciam o uso, preferência e distribuição das espécies, determinando a estrutura de comunidades aquáticas (GORMAN; KARR, 1978; MARTIN-SMITH, 1998; WANG et al., 2006). Uma maior heterogeneidade ambiental em escalas espaciais menores pode ter uma relação negativa com a riqueza de espécies, porém na escala de mesohabitat possivelmente há um aumento na riqueza (STEIN et al., 2014) que consequentemente afeta a estrutura da assembleia.

A característica ecológica comum às espécies que se relacionaram positivamente às variáveis explicativas pelo modelo da dbRDA é que, de forma geral, elas ocorrem mais frequentemente em corpos d'água de tamanho médio a grande, de correnteza moderadamente rápida a suave e fundo predominantemente arenoso. Entre essas, *I. minutus* e *S. piaba* ocorrem em ambientes diversos. *I. minutus* como a maioria dos Heptapteridae ocupa ambientes lóticos de até 5ª ordem (BOCKMANN; GUAZZELLI, 2003). *S. piaba* é uma espécie mais plástica e ocupa ambientes lóticos e lênticos (VIEIRA et al., 2015).

As espécies que se relacionaram negativamente com as variáveis da dbRDA não apresentam características comuns em sua biologia que expliquem sua maior

abundância nos trechos de menor ordem. *P. tenebrosa* é mais comum em riachos de menor porte com corredeiras moderadas (VIEIRA et al., 2015) porém foi encontrada nas três ordens investigadas nesse estudo, e assim como *I. minutus* pode habitar ambientes lóticos de tamanho pequeno a médio (2^a a 5^a ordem) (BOCKMANN; GUAZZELLI, 2003). *L. burnsi* é uma espécie sem dados sobre sua biologia (VIEIRA et al., 2015), porém nossos resultados indicam que a mesma tenha uma plasticidade quanto aos ambientes, com preferência por riachos menores (3^a ordem), nos quais sua abundância foi acentuadamente maior. Essa abundância pode estar relacionada ao menor número de espécies piscívoras nesses ambientes, proporcionando um ambiente mais propício para a espécie. Dessas três espécies a que chama mais atenção é *H. cf. macrops*.

Os cascudos do gênero *Hypostomus* Lacépède 1803, geralmente vivem no fundo e nas margens de rios arenosos e pedregosos e são comuns em quase todos ambientes de água doce da América do Sul (WEBER, 2003; GARAVELLO; GARAVELLO, 2004). A associação da espécie *H. cf. macrops* aos trechos de menor ordem pode ser advinda de uma limitação de amostragem em rios de maior área molhada, já que nesse tipo de drenagem a metodologia aplicada se atém às margens e aos ambientes que possam ser amostrados de pé. As capturas dessa espécie nos trechos de 3^a e 4^a ordens responderam por 76%, sendo maior nos trechos de 3^a ordem. Entretanto, a espécie esteve presente em quase todos os trechos amostrados, estando ausente em apenas quatro, dentre eles dois de 5^a ordem. Outra hipótese é que devido à ocorrência de espécies congêneres sintopicamente, possa haver uma relação de competição entre as mesmas e *H. cf. macrops* ter se associado aos trechos mais altos da bacia, como sugerido por Casatti et al. (2005) para duas espécies de *Hypostomus* em outra bacia. Porém, fatores abióticos parecem influenciar mais na composição local de espécies que fatores bióticos (PERES-NETO et al., 2004).

O cascudinho *Hisonotus* sp. é uma espécie que vive associada à vegetação marginal (CASATTI; CASTRO, 2006; ROXO et al., 2015; 2016) e apresentou uma distribuição ampla na bacia, estando presente em 92% dos trechos amostrados, porém sua abundância nos trechos de 5^a ordem constituiu 78% das capturas dessa espécie. O aumento da luminosidade decorrente do aumento do espaçamento entre as margens dos trechos de 5^a ordem possibilita uma maior concentração desse tipo de vegetação, o que pode ter contribuído para a maior abundância dessa espécie nesses trechos.

As espécies *A. lacustris*, *R. quelen* e *Astyanax* sp. são de ampla distribuição nas bacias que ocorrem, com uma grande plasticidade quanto aos ambientes aquáticos e se caracterizam por serem generalistas, com hábitos alimentares onívoros (VIEIRA et al., 2015). Apesar da incerteza sobre a taxonomia de *Astyanax* sp., essas características se aplicam a várias espécies do gênero, com algumas exceções quanto a preferência de habitat, como as espécies do complexo taxonômico *Astyanax scabripinnis*, que são mais restritas a ambientes de cabeceira (VIEIRA et al., 2015). Entretanto as características morfológicas de *Astyanax* sp. não se assemelham a tal grupo e nossos dados demonstram que a mesma foi encontrada nas três ordens investigadas.

5 CONCLUSÃO

Nós concluímos que as variáveis locais de habitat físico têm alta influência na estruturação da assembleia de peixes em bacias com baixo grau de distúrbio e que a qualidade da água é um importante fator a ser avaliado para a estruturação das assembleias de peixes. Concluímos também que o gradiente longitudinal age como um filtro ambiental nesse sistema lótico e foi determinante na estruturação da assembleia. Isso mostra que a visão do sistema fluvial como um contínuo ecológico (RCC; VANNOTE et al., 1980) ainda é válido para bacias de tamanho médio (THORP et al., 2006). Apesar das condições locais terem sido as mais influentes na variação da assembleia de peixes, variáveis de caráter regional também influenciaram na estruturação da assembleia (e.g. usos do solo e geologia da bacia), porém de forma indireta, através dos seus efeitos nos micro-mesohabitats. Essa conclusão denota que para ações voltadas à conservação e manejo de peixes de água doce, as características locais de habitat são preponderantes, mas dependentes da qualidade ambiental do entorno. Assim, ambas as escalas espaciais, regional e local, são importantes para a manutenção da diversidade da ictiofauna.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos proprietários das áreas de estudo que nos permitiram realizar as coletas de campo em suas propriedades. A toda equipe que auxiliou nas coletas de campo. Ao pessoal do Laboratório de Ecologia de Bentos-UFMG, por todo auxílio nas coletas e nas análises de qualidade de água. Ao pessoal do Laboratório de Ecologia de Peixes-UFLA pela ajuda em campo e no laboratório. À bióloga e colega Silvia V. Reina

pela parceria na identificação dos peixes. À bióloga e colega Marina L. Bueno pela ajuda no planilhamento dos dados e métricas. Ao Dr. Diego Macedo pela análise de uso do solo. Ao Dr. Flávio C. T. Lima e ao biólogo Iago Penido pelo auxílio na solução das dúvidas taxonômicas. Aos biólogos e colegas Rafaella T. M. Oliveira, Francisco Ricardo de Andrade Neto, Raquel Loures e Dr. Carla Ribas pelos comentários e sugestões no manuscrito. À UFLA pelo suporte institucional. CAPES e FAPEMIG financiaram a pesquisa e pessoas envolvidas no trabalho.

REFERÊNCIAS

- ALLAN, J. D. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 35:257–284. 2004.
- ALVES, C. B. M., & LEAL, C. G. Aspectos da conservação da fauna de peixes da bacia do rio São Francisco em Minas Gerais. **MG Biota** 2: 26–44. 2010.
- ANDERSON, M.; GORLEY, R. N.; CLARKE, R. K. **Permanova+ for Primer: Guide to Software and Statistical Methods**. Primer-E Limited, 214 p., Plymouth, 2008.
- ANGERMEIER, P.L., SCHLOSSER, I.J. Species-area relationship for stream fishes. **Ecology** 70, 1450–1462. 1989.
- BENDA, L., et al. The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. **Bioscience** 54:413–427. 2004.
- BENONE, N. L., et al. Regional Controls on Physical Habitat Structure of Amazon Streams. **River Res. Applic.**, 33: 766–776. 2017
- BETHONICO, M. B. M. Rio Pandeiros: território e história de uma área de proteção ambiental no norte de Minas Gerais. **Acta Geográfica**, v. 3, n. 5, p. 23–38, 2009.
- BOAVENTURA, R.S. Vereda berço das águas. 264 p. Belo Horizonte: **Ecodinâmica**, 2007.
- BOCKMANN, F. A.; GUAZZELLI, G. M. Heptapteridae In: **Check list of the freshwater fishes of South and Central America** / Organized by Roberto E. Reis, Sven O. Kullander, Carl J. Ferraris, Jr. Porto Alegre: EDIPUCRS, 406-431 p. 2003.
- BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional. **Nova Delimitação do Semi-Árido Brasileiro**. 35 p Almenara, Minas Gerais, 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco/SEDR/DZT/MMA**. – 488p. Brasília, 2011 a.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 357, **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes**. 17 de março de 2005 publicada no DOU N° 053, DE 18/03/2005, 58-63. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011; 2011 b.

BREN, L.J. Riparian zone, stream, and floodplain issues: a review. **Journal of Hydrology**, 150 (1993) 277-299. 1993.

CASATTI, L.; ROCHA, F.C; PEREIRA, D. C. Uso de hábitat por duas espécies de *Hypostomus* (Pisces, Loricariidae) em riachos do sudeste do Brasil. **Biota Neotrop** . Jul/Dez vol. 5, no. 2. 2005.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 203–214, 2006.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA. C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management** 38:974–982. 2006.

CASATTI, L., FERREIRA, C.P., LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologica** 623,173–189. 2009.

CARVALHO, R.A.; TEJERINA-GARRO, F.L. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams? **Ecology of Freshwater Fish** 24: 317–328. 2015.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer v6: user manual/tutorial**. 190 p. Primer-E Limited, Plymouth. 2006.

COUTO, T. B.A.; AQUINO, P.P.U. Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. **Neotrop. ichthyol.**, Porto Alegre , v. 9, n. 2, p. 445-454, June. 2011.

DINIZ-FILHO, J.A. et al.. Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no Cerrado. **Oecologia Brasiliensis**. 13. 470-497. 2009 10.4257/oeco.2009.1303.05.

DIAS, A. M. & TEJERINA-GARRO, F. L. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 8: 587-598. 2010.

DIAS, M. S., et al. Trends in studies of Brazilian stream fish assemblages. **Natureza e Conservação**, 14(2), 106–111. 2016. <<https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.06.003>>

DIAS, L. C. C.; MOSCHINI, L. E.; TREVISAN, D. P. A Influência das Atividades Antrópicas na Paisagem da Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros, MG - Brasil. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 6, n. 2, p. 85, 2017.

DODDS, W. K. **Freshwater ecology: concepts and environmental applications**. Academic Press, 569 p., 2002.

EAMUS, D.; FROEND, R. Groundwater-dependent ecosystems: The where, what and why of GDEs. **Australian Journal of Botany**, v. 54, n. 2, p. 91–96, 2006.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro, Interciência 602 p., 1998.

FAUSCH, K. D. et al. Landscapes to Riverscapes : Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes. **BioScience**, v. 52, n. 6, p. 483–498, 2002.

FLORES-LOPES, F.; CETRA, M. E; MALABARBA, L. R. Utilização de índices ecológicos em assembleias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. **Biota Neotrop**. Oct/Dec vol. 10, no. 4. 2010.

FRISSELL, C. A.; LISS; W. J, WARREN, C. E.; HURLEY, M. D. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. **Environmental Management** 10:199–214. 1986.

GARAVELLO, J.C.; GARAVELLO, J.P. Spatial distribution and interaction of four species of the catfish genus *Hypostomus* Lacépède with bottom of Rio São Francisco, Canindé do São Francisco, Sergipe, Brazil (Pisces, Loricariidae, Hypostominae). **Braz. J. Biol.** 64B:591-598. 2004.

GREGORY, S.V., et al.. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience** 41:540-551. 1991.

GROVE, M. K. et al. Suspended sediment regimes in contrasting reference-condition freshwater ecosystems: Implications for water quality guidelines and management. **Science of the Total Environment**, v. 502, p. 481–492, 2015.

GODINHO, H. P. **Pesquisas ictiológicas no rio Pandeiros, MG. Relatório Técnico**. Departamento de Morfologia, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 73p. 1986.

GOOGLE .Google earth. **Google, Inc.**, Mountain View. 2015.

GORMAN, O. T; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology** 59, 507–515. 1978.

IBGE. Instituto de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Geomorfologia**, Rio de Janeiro: 2ª ed., 182 p. 2009.

IBGE. Instituto de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**, Rio de Janeiro: 2ª ed., 274 p. 2012.

IEF. Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. **Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros. 2015**. Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/noticias/3306-nova-categoria/1769-apa-pandeiros>> Acesso em: 09 de outubro de 2016.

IEF. Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. **Refúgio Estadual da Vida Silvestre do Rio Pandeiros. 2015.** Disponível em: < <http://www.ief.mg.gov.br/noticias/3306-nova-categoria/1768-refugio-estadual-da-vidasilvestre-do-rio-pandeiros-> > Acesso em: 09 de outubro de 2016.

IGLESIAS, M.; UHLEIN, A. Estratigrafia do Grupo Bambuí e coberturas fanerozóicas no vale do rio São Francisco, norte de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Geociências** 39(2): 256-266. 2009.

HAWKINS, C.P., et al. Density of Fish and Salamanders in Relation to Riparian Canopy and Physical Habitat in Streams of the Northwestern United States. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 40(8):1173-1185. 1983.

HYNES, H.B.N. The stream and its valley. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie** 19:1–15. 1975.

HUGHES, R. M.; PECK, D.V. Acquiring data for large aquatic resource surveys: the art of compromise among science, logistics, and reality. **Journal of the North American Benthological Society** 27: 837-859. 2008.

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.

JUNQUEIRA; N.T.; et al. Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial scales. **Neotrop Ichthyol.** 14(3):e150116. 2016.

KARR, J. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications** 1: 66–84. 1991.

KAUFMANN, P. R., et al.. Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. Page 130 EPA/620/R-99/003. U.S. **Environmental Protection Agency**, Washington, D.C. 1999.

KAUFMANN, P. R.; HUGHES, R. M. Geomorphic and Anthropogenic Influences on Fish and Amphibians in Pacific Northwest Coastal Streams. Pages 429–455 in R. M. Hughes, L. Wang, and P. W. Seelbach, editors. **Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages**. American Fisheries Society Symposium, Bethesda, Maryland. 2006.

KAUFMANN, P. R.; LARSEN, D P.; FAUSTINI, J. M. Bed Stability and Sedimentation Associated With Human Disturbances in Pacific Northwest Streams. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)** 45(2):434-459. 2009.

LEAL, CG; et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology** 31: 1725. 2016.

LEOPOLD L.B.; MADDOCK T. The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications; **USGS Professional Paper 252**. United States Government Printing Office, Washington. 1953.

- LEOPOLD, L. B.; WOLMAN, M. G. River channel patterns: braided, meandering and straight. **Professional Paper 282-B**. US Geological Survey, Washington, DC. 1957.
- LEGENDRE, P.; ANDERSON, M. J. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological Monographs** 69:1–24. 1999.
- LEMMON, P.E. A new instrument for measuring forest overstory density. **J. Forestry**. 55(9):667-669. 1957.
- MACEDO, D.R., et al. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in Cerrado biome streams. **Landsc. Ecol.** 29, 1001–1016. 2014.
- MARTIN-SMITH, K. K. Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. **Journal of Fish Biology** 52: 458–482. 1998.
- MINAS GERAIS, DIÁRIO DO EXECUTIVO - 02/09/1995 PÁG. 2 COL.1: **Declara de proteção ambiental as áreas de interesse ecológico situadas na bacia hidrográfica do rio pandeiros**. Lei nº 11901, de 01/09/1995.
- MINAS GERAIS, DIÁRIO DO EXECUTIVO - 28/04/2004 **Dispõe sobre rios de preservação permanente e dá outras providências**. Lei Estadual nº 15.082, de 27/04/2004; 2004 a.
- MINAS GERAIS, DIÁRIO DO EXECUTIVO - 06/11/2004 PÁG. 4 COL. 1: **Cria o Refúgio Estadual de Vida Silvestre do rio Pandeiros no município de Janaúba**. Decreto 43910, de 05/11/2004; 2004 b.
- MONTGOMERY; D.R. Process domains and the river continuum. **Journal of the American Water Resources Association** 35: 397–410. 1999.
- MORLEY, S. A.; KARR, J. R. Assessing and Restoring the Health of Urban Streams in the Puget Sound Basin. **Conservation Biology**, 16: 1498–1509. 2002. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.01067.x
- MULLEN, J. A., et al. Determinants of Fish Assemblage Structure in Northwestern Great Plains Streams. **Transactions of the American Fisheries Society** 140: 271–281. 2011.
- NUNES, Y.R.F et al. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. **MG.Biota** Vol. 2 n.2 4-17. 2009.
- PECK; D.V., et al. Environmental monitoring and assessment program – surface waters western pilot study: field operations manual for wadeable streams. EPA 600/R-06/003. Washington,USA: U.S. **Environmental Protection Agency**. 2006.
- PRUDENTE, B.S. et al. Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. **Freshw Biol.** 62: 303–316. 2017, doi:10.1111/fwb.12868

- REZENDE, R.S.; DOS SANTOS A.M.; GONÇALVES JUNIOR, J.F. Avaliação ambiental do rio Pandeiros utilizando macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água. **Ecologia Austral** 22:159-169. 2012.
- ROXO, F. F.; SILVA, G. S. C.; OLIVEIRA, C. A new species of Hisonotus (Siluriformes, Loricariidae) from rio Sao Francisco basin, Brazil. **Zookeys**, n. 498, p. 127-143. 2015.
- ROXO, F. F. et al. A new species of Hisonotus (Siluriformes: Otothyrinae) from the upper rio Parana and rio Sao Francisco basins, Brazil. **Zootaxa**, v. 4109, n. 2, p. 227-238. 2016
- SHELDON., A. L. Species Diversity and Longitudinal Succession in Stream Fishes. **Ecology** 49: 193-198. 1968.
- STEIN A., GERSTNER K.; KREFT H. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. **Ecology Letters** v.17: 866–880. 2014.
- STEVENS, D.L.; OLSEN, A.R.. Spatially balanced sampling of natural resources. **J. Am. Stat. Assoc.** 99, 262–278. 2004.
- STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913-920. 1957.
- SWEENEY, B.W., et al. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 101: 14132–14137. 2004.
- TERESA, F.B.; ROMERO, R.M. Influence of the riparian zone phytophysionomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. **Neotropical Ichthyology** 8: 163–170. 2010.
- THORP, J.H., THORMS, M.C., DELONG, M.D. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. **River Res. Appl.** 22,123– 147. 2006.
- TURAK; E et al. **Essential Biodiversity Variables for measuring change in global freshwater biodiversity**. Volume 213, Part B, September 2017, Pages 272-279. 2017.
- VANNOTE, R. L., et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 37:130–137. 1980.
- VIEIRA, F. et al. **Peixes do Quadrilátero Ferrífero - Guia de Identificação**. Belo Horizonte, 2015.
- 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, 2003.
- WANG, L., SEELBACH, P. W.; LYONS; J. Effects of levels of human disturbance on the influence of catchment, riparian, and reach-scale factors on fish assemblages. Pages

199–219 in R. M. Hughes, L. Wang, and P. W. Seelbach, editors. **Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages**. American Fisheries Society. 2006.

WARD, J. V. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. **J. North Am. Benth. Soc.**8: 2-8. 1989.

WARD, J. V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 15, n. 1–3, p. 125–139, 1999.

WARD, J. V. et al. Riverine landscape diversity. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 4, p. 517–539, 2002.

WEBER, C. Sub family Hypostominae In: **Check list of the freshwater fishes of South and Central America** / Organized by Roberto E. Reis, Sven O. Kullander, Carl J. Ferraris, Jr. Porto Alegre: EDIPUCRS, 351-372 p. 2003.

MATERIAL SUPPLEMENTAR

Tabela S1: Composição das assembleias de peixes e abundância relativa (%) das espécies nos trechos amostrados. Fonte: Do autor (2018).

Espécies	PMS-005	PMS-006	PMS-029	PMS-036	PMS-044	PMS-049	PMS-055	PMS-057	PMS-077	PMS-086	PMS-090	PMS-096	PMS-114	PMS-1226	PMS-128	PMS-134	PMS-135	PMS-138	PMS-150	PMS-151	PMS-1581	PMS-175	PMS-182	PMS-190	PMS-202	PMS-215	PMS-222	PMS-240	PMS-245	PMS-256	PMS-267	PMS-289	PMS-299	PMS-391	PMS-439	PMS-462	PMS-534		
<i>Harttia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	5,8	0,3	3,5	0	0,3	6,3	0	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	3,2	1,3	0	41	0	3,7	16	6	0	0,3	10	14	23	2,3	8,2	8,3	41	16	1,7	1,5	3,4	1,7	3,6	3,3	6,9	6,5	24	0,9	3	2,7	4	1,5	4,1	6,8	35	5,7	0		
<i>Hoplias intermedius</i>	0	0	2,1	0,4	0,3	2,5	1	0	0	0	4,3	0	0	0,5	0	1,4	3,9	0	0,6	1,5	0	0	0,6	3,3	0	1,1	0	0	0	0	0,5	0	0	1	0,3	0,4	0		
<i>Astyanax</i> cf. <i>fasciatus</i>	0	1	0	2	2,3	5,6	5,7	18	0	0,6	6,1	7,1	3,4	0	14	5,5	0	0	0	0	6,6	0	0	0	0	0	0	4,2	12	2,5	11	0,5	0	1	0,3	1,3	3,3		
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0	0,3	0	2,5	0	1,2	22	0	0	0	0	36	0,8	0,9	2,8	0	5,9	0	0	0	28	0	0,6	0	6,9	8,7	0	17	0	3,4	22	0	1	1	6,6	4,8	0,6		
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	0	0,6	0	0,4	0,3	0	0	0	0,4	0	0,9	0,5	2,6	0	2,1	0,7	0	0	1,1	0	1,2	0	0	1,7	0	0	0	1,5	0	3,2	0,5	0	0	1,9	0,3	0	10		
<i>Corydoras multimaculatus</i>	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0,3	0,9	0	3,4	0	0	0,7	2	0	0	1,5	0	0	0	1,7	0	0	0	0,7	0	0,4	0,5	1	0	0	0,6	0	1,2		
<i>Characidium fasciatum</i>	0	0,3	0	0	0	0	0	0	5,1	1,3	9,6	0,1	0,3	15	0	16	2	5,3	0	0	0	4,3	0	0	10	8,7	0	0	6	0	5,9	3,9	7,2	1	0,1	0	0		
<i>Hypostomus</i> cf. <i>macrops</i>	7,4	0,3	2,1	1,6	0,8	8,6	15	16	4,7	0,3	10	1,3	3,9	16	0	2,1	2	1,3	4	16	0,6	19	8,9	6,7	24	39	0,5	0	0	0,3	1,5	4,4	14	15	1	0	1,9		
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	4,3	1	0,7	0	6,2	0	0,5	10	2,7	0	0	0	0,2	1,8	0	0,7	0	6,7	0	3	0	1,7	5,4	0	0	0	0	0	5	0	0,5	0,5	4,1	1,9	0,3	0	0		
<i>Hisonotus</i> sp.	23	40	1,4	41	12	19	1,9	12	5,8	39	0	16	34	13	19	17	25	31	36	37	8,4	42	39	5	28	3,3	0	16	34	26	6,9	35	9,3	18	30	0	8,2		
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	1,4	0	0,8	1,2	0	6	2,7	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	1,1	1,5	0	0,9	0	1,7	3,4	0	22	0	1	0	0,5	0,5	1	1	0,1	22	0		
<i>Bryconops</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0,6	0	0	28	0	12	2,3	0	0,2	0	0	10	0	0	0	0	0	2,5	7,8	0	0	0,4	0,4	0	0		
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Serrapinnus piaba</i>	0	0,3	0	0	0	0,6	4,3	0	0	1,3	0	7,7	0,8	0	16	0	0	4	0	0	16	0,9	0	0	0	0	0	24	0	6	16	0	0	0	0,6	3,5	0,2		
<i>Steindachnerina elegans</i>	0	0	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0,5	0,1	0	0,3	13	0	0	0	0	0,4	0,2		
<i>Astyanax lacustris</i>	3,2	10	2,1	6,6	0	1,2	3,8	0	0,8	5,6	5,2	0,2	7,1	0,5	2,1	2,8	2	0	1,1	4,5	2,3	0,9	0	0	0	3,3	21	0,4	0	4,7	6,4	0,5	1	2,9	6	38	0,5		
<i>Astyanax</i> sp.	20	2,3	20	0	1,5	21	8,1	0	0,4	0,3	0	0	0,2	6,3	0	0	2	4	2,9	3	0	6	3	1,7	0	1,1	29	0	0	0	5,9	4,4	1	0	9,1	21	0		
<i>Hemigrammus marginatus</i>	0	11	0	0	0	0	0	0	0	2,2	23	4,6	0,5	0	17	0	0	0	33	3	15	0	0	45	0	0	0	9,6	0	18	0	0	0	6,8	0,6	0	41		
<i>Pamphorichthys hollandi</i>	0	1,3	26	1,2	0	23	0	0	0	1,9	5,2	0,5	0,6	0,5	2	0	0	5,3	1,7	0	2,4	0	0	8,3	0	0	0	4	0	2,1	0	0	0	0	0,6	0,9	18		
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	0	1,3	5,7	0	3,3	1,9	0	0	0,4	5	0,9	0	1,1	0	0,1	0,7	0	0	1,1	0	0	1,7	0,6	12	0	0	0	0,2	0	0,3	0	0	1	3,9	0	0	7,9		

Tabela S2: Variáveis preditoras de habitat físico selecionadas pelo melhor modelo DistLM da estruturação das assembleias de peixes para esse grupo de variáveis. Os códigos apresentados na tabela seguem Kaufmann *et al.* (1999). XBKF_D: Média Profundidade Tavegue Sazonal (talvegue + altura do leito sazonal) (m); XBFWD_RAT: Razão Largura Sazonal & Talvegue Sazonal; XDEPTH_S: Média Profundidade Seção (cm); SDDEPTH_S: Desvio Padrão Profundidade Seção (cm); XBKF_W: Média Largura Leito Sazonal (m); **XWXD_P: Média da Área Molhada Seção (Largura X Profundidade) (m²)**; SDWXD_P: Desvio Padrão Média da Área Molhada Seção (Largura X Profundidade) (m²); XWD_RAT_P: Razão Largura & Profundidade Seção; SDWD_RAT_P: Desvio Padrão Razão Largura & Profundidade Seção; **PCT_SA: % Areia**; PCT_FN: Finos (%); PCT_SFGE_S: Substrato < 16 mm Diâmetro - Transecto e Mesotransecto (%); PCT_ORG: Matéria Orgânica (%); PCT_WD: % Madeira; PCT_RA: Fluxo rápido (%); PCT_GL: Fluxo Suave (%); XCDENMID: Média Dossel Canal (%); VCDENMID: Desvio Padrão Dossel Canal (%); XCDENBK: Média Dossel Margens (%); VCDENBK: %Desvio Padrão Dossel Margens; V1T_100: Volume Madeira Leito + Superior / 100m - Classe de Tamanho 1; V2T_100: Volume Madeira Leito + Superior / 100m - Classe de Tamanho 2; V3T_100: Volume Madeira Leito + Superior / 100m - Classe de Tamanho 3; XFC_ANT: Média Abrigo Antropogênico (Estruturas Artificiais). As colunas em negrito são as variáveis ambientais preditoras resultados da construção do melhor modelo explicativo da variação da estrutura da assembleia de peixes na análise de DistLM em conjunto com os outros grupos de variáveis (continua). Fonte: Do autor (2018).

Trecho amostral	XBKF_D	XBFW_D_RAT	XDEPTH_S	SDDEPTH_S	XBKF_W	XWXD_P	SDWXD_P	XWD_RAT_P	SDWD_RAT_P	PCT_SA	PCT_FN	PCT_SFGE_S	PCT_ORG	PCT_WD	PCT_RA	PCT_GL	XCENMID	VCENMID	XCENBK	VCENBK	VIT_100	V2T_100	V3T_100	XFC_ANT
PMS-005	1,02	3,82	32,6	15,8	3,89	0,79	0,28	0,1	0	36,2	6,67	46,67	23,8	0	86	14	95,05	3,1	93,85	7,26	2,22	1,14	0,69	0,91
PMS-006	1,95	10,3	63,7	17,3	20,1	10,4	3,36	0	0	80	0	80	0	0	78	22	28,34	23,5	56,95	41,5	0	0	0	19,3
PMS-029	43,3	0,26	85,5	55	11,4	4,31	1,67	0,2	0,1	0	88,4	88,42	11,6	5,3	12	88	45,86	33,5	52,41	32,9	5,47	3,57	0	50
PMS-036	0,98	16,2	40,5	16,1	15,9	6,13	2,85	0	0	63,2	2,63	65,79	5,26	5,3	0	100	11,36	14,6	30,21	23,8	0,17	0,17	0,17	0
PMS-044	1,22	7,35	41	37,8	9	1,27	1,05	0,2	0,1	0	11,6	12,63	85,3	1,1	8	92	74,2	30,9	78,34	29,7	0,5	0	0	74,1
PMS-049	1,09	2,52	31,3	13,8	2,75	0,57	0,09	0,2	0,1	0,95	24,8	32,38	64,8	3,8	15,33	84,67	94,52	12,3	91,18	17,2	0,49	0,22	0	33,9
PMS-055	1,68	6,85	34,2	15,9	11,5	3,07	0,37	0	0	96,2	0,95	98,1	0,95	1	30,67	66,67	22,06	29,2	50,53	30,8	3,39	3,03	2,14	6,36
PMS-057	1,54	2,37	60,6	28,4	3,64	1,57	0,46	0,2	0,1	32,4	26,7	76,19	21,9	1,9	83,33	16,67	96,79	5,09	99,73	0,89	1,34	0,22	0	5,91
PMS-077	1,92	4,29	28,2	13,4	8,22	1,28	0,41	0,1	0	56,2	2,86	63,81	3,81	1,9	71,11	28,89	100	0	100	0	2,12	1,9	1,56	0
PMS-086	1,68	14	63,1	31,1	23,6	14,4	7,38	0	0	63,6	27,3	90,91	0	0	0	100	31,68	18,8	59,36	38,2	0,52	0,52	0,52	5
PMS-090	11,7	0,83	48,2	45,9	9,69	2,13	1,81	0,1	0,1	2,86	0,95	4,762	43,8	1	88,89	11,11	85,96	20	89,57	15,9	16,9	13,9	6,83	22,7
PMS-096	1,25	26,2	47,7	31,4	32,9	13	10,7	0	0	97,7	0	97,67	0	0	3	97	21,79	22,9	35,83	34	0,1	0,1	0,1	0
PMS-114	1,99	11	60,7	30,5	21,8	9,73	3,55	0	0	57,5	5	62,5	0	0	3	97	33,56	22,4	56,95	36,3	2,19	2,19	2,19	12,3
PMS-1226	1,64	5,6	32,4	18,7	9,16	2,07	0,71	0,1	0	44,8	10,5	62,86	0,95	0	18,18	9,091	94,25	9,94	97,86	4,94	9,68	9,21	8,27	0,45
PMS-128	0,83	33,6	73,2	12	28,1	19,4	4,22	0	0	42,9	0	42,86	0	0	0	100	30,35	18	52,41	40	0	0	0	4,09
PMS-134	2,17	6,74	53	24,3	14,6	4,18	2,28	0,1	0	43,8	2,86	47,62	6,67	1	71,65	28,35	79,95	24,7	89,84	16,7	12	9,93	8,25	24,5
PMS-135	0,82	5,23	36,1	16,6	4,28	1,47	0,72	0,1	0	13,3	0	13,33	12,2	1,1	10	82,67	88,37	29,6	88,77	29,8	2,28	1,24	0	20
PMS-138	2,44	2,39	41,6	25,7	5,83	1,63	0,64	0,1	0,1	80	13,7	93,68	5,26	1,1	86,67	13,33	84,89	24,2	88,77	21,8	27,3	23,2	12,8	0
PMS-150	1,05	6,35	34,5	16,9	6,67	0,91	0,26	0,1	0	0	96,7	96,67	3,33	0	100	0	86,1	29,5	82,62	30,3	2,09	1,39	1,39	15,9
PMS-151	1,65	2,35	74,8	32,4	3,88	2,27	1,04	0,3	0,1	80	0	83,81	11,4	6,7	100	0	96,26	2,4	98,4	2,41	3,43	1,32	0,52	0,45
PMS-1581	1	12,7	83,5	33,1	12,7	11,5	4,43	0,1	0	79,5	11,4	93,18	0	0	0	100	12,3	16,2	19,25	16,6	0	0	0	1,82
PMS-175	1,59	4,26	50,4	20	6,79	2,28	0,48	0,1	0,1	79	0,95	80	2,86	0	43,75	54,69	75,8	25	84,22	17,6	1,24	1,07	0,52	4,55

Tabela S2: Variáveis preditoras de habitat físico selecionadas pelo melhor modelo DistLM da estruturação das assembleias de peixes para esse grupo de variáveis. Os códigos apresentados na tabela seguem Kaufmann *et al.* (1999). XBKF_D: Média Profundidade Tavegue Sazonal (talvegue + altura do leito sazonal) (m); XBFWD_RAT: Razão Largura Sazonal & Talvegue Sazonal; XDEPTH_S: Média Profundidade Seção (cm); SDDEPTH_S: Desvio Padrão Profundidade Seção (cm); XBKF_W: Média Largura Leito Sazonal (m); **XWXD_P: Média da Área Molhada Seção (Largura X Profundidade) (m²)**; SDWXD_P: Desvio Padrão Média da Área Molhada Seção (Largura X Profundidade) (m²); XWD_RAT_P: Razão Largura & Profundidade Seção; SDWD_RAT_P: Desvio Padrão Razão Largura & Profundidade Seção; **PCT_SA: % Areia**; PCT_FN: Finos (%); PCT_SFGE_S: Substrato < 16 mm Diâmetro - Transecto e Mesotransecto (%); PCT_ORG: Matéria Orgânica (%); PCT_WD: % Madeira; PCT_RA: Fluxo rápido (%); PCT_GL: Fluxo Suave (%); XCDENMID: Média Dossel Canal (%); VCDENMID: Desvio Padrão Dossel Canal (%); XCDENBK: Média Dossel Margens (%); VCDENBK: %Desvio Padrão Dossel Margens; V1T_100: Volume Madeira Leito + Superior / 100m - Classe de Tamanho 1; V2T_100: Volume Madeira Leito + Superior / 100m - Classe de Tamanho 2; V3T_100: Volume Madeira Leito + Superior / 100m - Classe de Tamanho 3; XFC_ANT: Média Abrigo Antropogênico (Estruturas Artificiais). As colunas em negrito são as variáveis ambientais preditoras resultados da construção do melhor modelo explicativo da variação da estrutura da assembleia de peixes na análise de DistLM em conjunto com os outros grupos de variáveis (conclusão).

Trecho amostral	XBKF_D	XBFW_D_RAT	XDEPTH_S	SDDEPTH_S	XBKF_W	XWXD_P	SDWXD_P	XWD_RAT_P	SDWD_RAT_P	PCT_SA	PCT_FN	PCT_SFGE_S	PCT_ORG	PCT_WD	PCT_RA	PCT_GL	XCENMID	VCENMID	XCENBK	VCENBANK	VIT_100	V2T_100	V3T_100	XFC_ANT
PMS-182	63,9	0,1	39,6	21,1	6,39	1,91	0,81	0,1	0,1	57,1	35,2	99,05	0,95	1	61,33	38,67	93,18	11,5	96,52	4,89	35,7	34,3	33,3	2,73
PMS-190	1,96	3,32	31,2	23,3	6,51	1,23	0,62	0,1	0	4,76	45,7	51,43	20	0	23,33	76,67	99,47	0,74	90,91	20,2	18,4	15	8,89	11,4
PMS-202	2,19	2,56	23,7	9,49	5,62	0,91	0,18	0,1	0	76,9	12,5	94,23	2,88	1	32	30	93,72	4,37	90,37	14,1	45,4	38,2	24,6	0
PMS-215	1,85	3,49	44	18,3	6,45	2,38	0,66	0,1	0	34,6	0	37,5	2,88	1,9	90	10	99,87	0,44	100	0	6,72	6,21	4,6	5,91
PMS-222	1,13	4,9	14,8	13,5	5,56	0,37	0,33	0,1	0	2	76	78	15	6	32,67	66	87,03	10,8	88,77	12,7	2,74	1,73	0	3,64
PMS-240	1,24	30,5	75,5	39,8	37,7	18,8	10,9	0	0	79,5	20,5	100	0	0	0	100	15,24	16,7	23,8	34,2	0,21	0,21	0,21	0,91
PMS-245	1,18	2,48	67,2	47,4	2,94	1,37	0,81	0,3	0,3	17,1	0	31,43	12,9	0	1,333	98,67	55,48	37,7	62,83	41,6	0,35	0	0	35,7
PMS-256	1,32	23,6	47,3	25,7	31,1	12,7	5,41	0	0	47,4	21,1	68,42	5,26	5,3	0	100	17,78	20	42,78	37,7	0	0	0	79,1
PMS-267	1,63	4,82	67,8	32,5	7,88	3,4	1,34	0,1	0,1	21,9	3,81	26,67	21,9	2,9	0	100	93,32	14,6	83,69	28,2	9,98	8,5	7,62	21,4
PMS-289	1,28	7,57	78,1	44,6	9,73	5,07	3,32	0,1	0,1	84,1	15,9	100	0	0	7	93	44,12	5,96	82,62	18,3	0	0	0	35,5
PMS-299	1,72	3,34	56,2	26,1	5,74	2,46	0,63	0,1	0	69	0	69	17	7	36	60	97,46	6,55	99,2	2,66	6,25	6,21	5,02	2,27
PMS-391	1,23	3,48	70,8	26,6	4,27	2,49	0,73	0,2	0,1	26,7	0	26,67	38,1	0	93,33	6,667	95,86	3,88	97,86	2,97	1,68	1,07	0	32,7
PMS-439	2,04	14,4	43,1	26,2	29,3	10,2	5,34	0	0	86,4	0	86,36	0	0	0	100	6,15	14,9	18,45	34,5	0	0	0	0
PMS-462	1,11	4,09	24,9	14,7	4,52	0,74	0,44	0,1	0	51,4	4,76	56,19	26,7	8,6	39,33	60,67	98,53	1,14	98,93	1,98	1,92	0,22	0	1,36
PMS-534	0,71	39,9	70,6	34,3	28,5	21	6,82	0	0	0	0	0	0	0	0	100	5,615	11,4	26,74	17,8	0	0	0	0

Tabela S3: Variáveis preditoras relativas à qualidade da água. As colunas em negrito são as variáveis ambientais preditoras resultados da melhor modelo de DistLM em conjunto com os outros grupos de variáveis (continua). Fonte: Do autor (2018).

Trecho amostral	Temperatura da água (°C)	pH	Condutividade (µS/cm)	Sólidos Totais (ppm)	Turbidez (NTU)	OD (mg/L)	Alcalinidade (mEq/L CO ₂)	Nitrogênio Total (mg/L)	Fósforo Total (ug/L)	Clorofila (ug/L)	Feoftina (ug/L)
PMS-005	23,1	6,8	173,9	67,8	2,9	6,8	157,70	0,049	3,64	0,00	3,99
PMS-006	22,0	8,2	85,5	36,6	6,3	8,6	793,40	0,042	7,65	0,36	0,00
PMS-029	22,5	4,0	18,9	6,9	8,2	6,9	30,17	0,042	10,85	1,42	4,07
PMS-036	23,0	7,5	115,7	47,4	10,1	8,5	891,70	0,028	9,25	0,36	0,00
PMS-044	25,1	7,4	58,7	22,9	24,3	4,4	73,65	0,056	3,64	7,10	0,38
PMS-049	22,4	6,8	175,1	67,4	1,7	7,1	152,30	0,035	3,64	0,71	1,79
PMS-055	25,0	7,6	96,7	34,9	33,0	7,8	71,86	0,056	6,04	0,00	2,74
PMS-057	22,8	6,4	13,0	0,3	5,1	6,9	-0,50	0,063	4,44	0,71	1,79
PMS-077	22,6	6,6	23,9	8,7	11,5	8,6	14,44	0,028	11,66	0,00	9,91
PMS-086	19,6	8,2	82,3	36,1	3,5	8,6	761,80	0,028	12,46	0,00	0,50
PMS-090	23,3	7,6	32,3	0,0	2,2	6,9	36,40	0,070	12,46	0,71	3,28
PMS-096	18,1	8,3	80,2	30,4	2,9	8,3	779,60	0,028	10,85	0,71	0,00
PMS-114	25,0	7,6	218,0	46,0	8,8	8,1	847,40	0,049	7,65	2,13	0,00
PMS- 128	20,2	9,1	182,1	75,2	8,1	10,3	434,30	0,028	6,84	1,07	1,43
PMS-134	23,6	8,4	62,0	0,0	1,7	9,1	50,46	0,063	4,44	0,36	0,14
PMS-135	25,0	7,8	207,0	95,2	0,1	6,5	222,70	0,042	9,25	1,07	0,43
PMS-138	23,3	8,1	43,5	0,0	11,5	7,3	29,02	0,049	12,46	0,00	0,84
PMS-150	25,0	7,9	275,0	106,9	22,5	6,4	257,40	0,056	9,25	0,00	1,50
PMS-151	23,5	7,4	226,0	1,0	6,5	7,6	224,30	0,056	2,84	0,00	0,21
PMS-175	22,9	6,8	87,3	32,9	9,3	7,4	89,06	0,056	6,04	1,42	6,57

Tabela S3: Variáveis preditoras relativas à qualidade da água. As colunas em negrito são as variáveis ambientais preditoras resultados da melhor modelo de DistLM em conjunto com os outros grupos de variáveis (conclusão).

Trecho amostral	Temperatura da água (°C)	pH	Condutividade (µS/cm)	Sólidos Totais (ppm)	Turbidez (NTU)	OD (mg/L)	Alcalinidade (mEq/L CO ₂)	Nitrogênio Total (mg/L)	Fósforo Total (ug/L)	Clorofila (ug/L)	Feoftina (ug/L)
PMS-182	30,0	6,4	29,8	11,2	18,2	7,6	36,67	0,056	2,03	0,36	1,14
PMS-190	24,8	8,1	319,0	114,3	0,1	7,1	325,60	0,042	4,44	0,71	0,29
PMS-202	22,7	8,3	44,8	0,0	18,0	7,4	21,29	0,049	7,65	0,71	0,29
PMS-215	24,5	7,4	25,3	33,1	4,2	7,6	233,50	0,049	2,84	0,00	0,50
PMS-222	23,0	7,7	533,0	231,0	8,9	3,4	312,40	0,084	18,87	2,84	2,65
PMS-240	19,8	8,9	81,2	37,5	4,0	7,8	792,70	0,035	8,45	3,22	0,00
PMS-245	24,3	5,9	7,3	0,0	3,9	7,6	32,07	0,042	4,44	9,00	0,00
PMS-256	19,2	7,7	87,3	0,0	8,5	8,6	837,30	0,042	3,64	0,36	0,39
PMS-267	21,9	7,5	47,3	0,0	2,0	7,8	28,10	0,049	14,06	0,88	0,00
PMS-289	25,0	8,8	14,0	6,0	1,6	7,4	63,50	0,035	9,25	2,13	0,00
PMS-299	*	6,4	24,9	9,3	4,2	7,8	38,69	0,042	2,03	1,42	1,57
PMS-391	25,0	7,7	215,0	99,2	0,1	7,3	187,10	0,042	6,84	0,71	0,00
PMS-439	25,0	8,1	96,0	41,2	9,9	7,8	958,30	0,028	10,05	0,36	0,00
PMS-462	21,3	7,3	3,9	184,6	8,0	3,7	331,80	0,026	4,44	0,36	0,00
PMS-534	19,9	7,3	95,4	0,0	5,3	9,1	812,60	0,028	4,44	0,00	0,60
PMS-1226	21,6	7,4	40,6	15,5	16,9	7,6	131,60	0,063	11,66	0,00	1,75
PMS-1581	20,4	7,8	115,7	0,0	7,1	6,6	764,40	0,042	18,07	0,36	0,00

Tabela S4: Porcentagens de uso do solo nas três diferentes escalas espaciais avaliadas (continua). Fonte: Do autor (2018).

Estação amostral	% Local								% Ripária						% Bacia							
	Savana Florestada	Mata Seca	Savana Parque	Agricultura	Vereda	Pastagem	Área Urbana	Savana Florestada	Mata Seca	Savana Parque	Agricultura	Vereda	Pastagem	Área Urbana	Savana Florestada	Mata Seca	Savana Parque	Agricultura	Vereda	Pastagem	Área Urbana	% natural
005	0,75	0,01	0,18	0,00	0,00	0,06	0,00	0,26	0,01	0,63	0,00	0,00	0,10	0,00	0,05	0,02	0,88	0,01	0,00	0,05	0,00	0,95
006	0,22	0,15	0,34	0,00	0,19	0,09	0,00	0,37	0,07	0,46	0,03	0,01	0,06	0,00	0,19	0,05	0,56	0,11	0,00	0,08	0,00	0,81
029	0,00	0,00	0,97	0,01	0,00	0,02	0,00	0,44	0,04	0,49	0,00	0,00	0,03	0,00	0,23	0,08	0,67	0,00	0,00	0,02	0,00	0,98
036	0,60	0,01	0,19	0,00	0,19	0,00	0,00	0,39	0,07	0,44	0,04	0,01	0,05	0,00	0,22	0,06	0,52	0,13	0,00	0,06	0,00	0,81
044	0,41	0,00	0,45	0,00	0,00	0,14	0,00	0,47	0,03	0,26	0,22	0,00	0,02	0,00	0,34	0,03	0,18	0,43	0,00	0,02	0,00	0,55
049	0,75	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,02	0,65	0,00	0,00	0,09	0,00	0,04	0,01	0,90	0,00	0,00	0,05	0,00	0,95
055	0,57	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,09	0,33	0,08	0,00	0,03	0,00	0,31	0,08	0,25	0,33	0,00	0,03	0,00	0,64
057	0,80	0,00	0,17	0,00	0,00	0,02	0,00	0,43	0,05	0,49	0,00	0,00	0,02	0,00	0,21	0,10	0,67	0,00	0,00	0,02	0,00	0,98
077	0,47	0,00	0,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	0,03	0,49	0,00	0,00	0,03	0,00	0,25	0,06	0,67	0,00	0,00	0,02	0,00	0,97
086	0,78	0,00	0,12	0,00	0,09	0,00	0,00	0,38	0,07	0,46	0,02	0,01	0,05	0,00	0,20	0,06	0,61	0,06	0,00	0,07	0,00	0,87
090	0,86	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,12	0,52	0,00	0,02	0,04	0,00	0,15	0,11	0,70	0,00	0,00	0,03	0,00	0,97
096	0,78	0,00	0,12	0,00	0,10	0,00	0,00	0,43	0,06	0,43	0,02	0,01	0,05	0,00	0,24	0,05	0,59	0,05	0,00	0,06	0,00	0,88
114	0,45	0,04	0,47	0,00	0,00	0,04	0,00	0,37	0,07	0,46	0,03	0,01	0,06	0,00	0,20	0,05	0,56	0,11	0,00	0,08	0,00	0,81
128	0,77	0,00	0,12	0,00	0,11	0,00	0,00	0,44	0,06	0,43	0,02	0,01	0,05	0,00	0,25	0,05	0,58	0,05	0,00	0,06	0,00	0,89
134	0,83	0,00	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,12	0,52	0,00	0,02	0,04	0,00	0,15	0,11	0,70	0,00	0,00	0,04	0,00	0,96
135	0,43	0,00	0,51	0,00	0,00	0,06	0,00	0,50	0,09	0,36	0,00	0,02	0,03	0,00	0,40	0,09	0,45	0,00	0,00	0,06	0,00	0,94
138	0,79	0,00	0,19	0,00	0,00	0,02	0,00	0,52	0,02	0,43	0,00	0,00	0,03	0,00	0,30	0,04	0,63	0,00	0,00	0,03	0,00	0,97
150	0,85	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,73	0,00	0,26	0,00	0,00	0,01	0,00	0,50	0,01	0,48	0,00	0,00	0,01	0,00	0,99
151	0,70	0,00	0,28	0,02	0,00	0,00	0,00	0,50	0,06	0,33	0,07	0,01	0,03	0,00	0,36	0,05	0,31	0,21	0,00	0,06	0,00	0,74
175	0,44	0,00	0,47	0,00	0,00	0,08	0,00	0,49	0,07	0,27	0,15	0,00	0,02	0,00	0,31	0,07	0,18	0,42	0,00	0,02	0,00	0,56
182	0,93	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,49	0,02	0,45	0,00	0,00	0,03	0,00	0,28	0,05	0,65	0,00	0,00	0,02	0,00	0,97

Tabela S4: Porcentagens de uso do solo nas três diferentes escalas espaciais avaliadas (conclusão).

Estação amostral	% Local							% Ripária							% Bacia							
	Savana Florestada	Mata Seca	Savana Parque	Agricultura	Vereda	Pastagem	Área Urbana	Savana Florestada	Mata Seca	Savana Parque	Agricultura	Vereda	Pastagem	Área Urbana	Savana Florestada	Mata Seca	Savana Parque	Agricultura	Vereda	Pastagem	Área Urbana	%natural
190	0,89	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,73	0,00	0,26	0,00	0,00	0,01	0,00	0,52	0,01	0,46	0,00	0,00	0,01	0,00	0,99
202	0,46	0,00	0,45	0,07	0,00	0,02	0,00	0,52	0,02	0,43	0,00	0,00	0,03	0,00	0,29	0,04	0,64	0,00	0,00	0,03	0,00	0,97
215	0,69	0,00	0,30	0,00	0,00	0,01	0,00	0,50	0,07	0,36	0,03	0,01	0,03	0,00	0,38	0,06	0,42	0,08	0,00	0,06	0,00	0,86
222	0,64	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,70	0,01	0,29	0,00	0,00	0,01	0,00	0,49	0,03	0,47	0,00	0,00	0,01	0,00	0,99
240	0,66	0,00	0,26	0,00	0,08	0,00	0,00	0,44	0,06	0,42	0,02	0,01	0,05	0,00	0,25	0,05	0,58	0,05	0,00	0,06	0,00	0,89
245	0,56	0,05	0,31	0,00	0,08	0,00	0,00	0,24	0,26	0,41	0,00	0,06	0,02	0,00	0,23	0,30	0,44	0,00	0,02	0,02	0,00	0,98
256	0,82	0,00	0,08	0,00	0,10	0,00	0,00	0,44	0,06	0,43	0,02	0,01	0,05	0,00	0,25	0,05	0,58	0,05	0,00	0,06	0,00	0,89
267	0,69	0,00	0,23	0,01	0,00	0,07	0,00	0,29	0,10	0,57	0,00	0,00	0,04	0,00	0,10	0,09	0,78	0,00	0,00	0,03	0,00	0,97
289	0,48	0,00	0,51	0,00	0,00	0,02	0,00	0,29	0,13	0,52	0,00	0,02	0,04	0,00	0,81	0,03	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99
299	0,86	0,00	0,14	0,00	0,00	0,01	0,00	0,25	0,13	0,58	0,00	0,00	0,04	0,00	0,09	0,11	0,77	0,00	0,00	0,03	0,00	0,97
391	0,35	0,00	0,44	0,19	0,00	0,01	0,01	0,47	0,08	0,39	0,01	0,01	0,04	0,00	0,38	0,08	0,47	0,00	0,00	0,07	0,00	0,93
439	0,55	0,03	0,30	0,00	0,10	0,02	0,00	0,40	0,08	0,43	0,04	0,01	0,04	0,00	0,24	0,07	0,49	0,15	0,00	0,05	0,00	0,80
462	0,65	0,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	0,01	0,32	0,00	0,00	0,01	0,00	0,44	0,03	0,52	0,00	0,00	0,01	0,00	0,99
534	0,45	0,00	0,07	0,00	0,48	0,00	0,00	0,43	0,06	0,43	0,02	0,01	0,05	0,00	0,23	0,05	0,59	0,05	0,00	0,06	0,00	0,88
1226	0,65	0,00	0,17	0,04	0,00	0,02	0,12	0,51	0,02	0,43	0,00	0,00	0,03	0,00	0,30	0,04	0,63	0,00	0,00	0,02	0,00	0,97
1581	0,90	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,44	0,06	0,42	0,02	0,01	0,05	0,00	0,26	0,05	0,58	0,05	0,00	0,06	0,00	0,89

Tabela S5: Matriz de correlação das variáveis preditoras selecionadas para a realização dos modelos DistLM e dbRDA na avaliação das suas influências na estruturação na assembleia de peixes. A correlação das variáveis varia entre -1 e 1. As células em negrito representa a alta correlação entre as variáveis ($r_{\text{Pearson}} > 0,7$). Fonte: Do autor (2018).

	Média da Área Molhada	%Areia	%DP Dossel Margens	%Vereda	Alcalinidade	pH	%Madeira	Razão L x P	Sólidos totais	%Pastagem
Média da Área Molhada										
%Areia	0,26									
%DP Dossel Margens	0,52	0,05								
%Vereda	0,25	0,01	0,40							
Alcalinidade	0,77	0,29	0,48	0,16						
pH	0,36	0,28	0,39	0,49	0,33					
%Madeira	-0,28	-0,09	-0,32	-0,27	-0,11	-0,44				
Razão L x P	-0,55	-0,34	-0,26	0,25	-0,61	-0,26	0,18			
Sólidos totais	-0,19	-0,31	-0,07	-0,21	0,10	0,10	0,26	-0,10		
%Pastagem	0,65	0,27	0,32	0,26	0,70	0,23	-0,18	-0,34	-0,17	

CAPÍTULO 2. INTEGRIDADE BIÓTICA E PADRÕES DE DIVERSIDADE COMO FERRAMENTAS PARA AÇÕES DE CONSERVAÇÃO E MANEJO DA ICTIOFAUNA DE UM ECOSISTEMA AQUÁTICO DA SAVANA BRASILEIRA

RESUMO

Áreas protegidas direcionadas à preservação de ecossistemas de água doce são raras, apesar desses estarem entre os mais alterados globalmente por ações antrópicas. Nosso estudo busca avaliar a efetividade de Unidades de Conservação e traçar diretrizes para criação de áreas protegidas ou adoção de ações efetivas para conservação da ictiofauna e de ecossistemas aquáticos na savana brasileira. Nós investigamos 37 trechos lóticos na bacia do rio Pandeiros, a qual está totalmente inserida em Unidades de Conservação, através de um protocolo de avaliação de sistemas lóticos para determinar quais variáveis abióticas influenciam na riqueza local de espécies. Nós ainda avaliamos a distribuição espacial da diversidade de peixes em diferentes escalas através da partição aditiva e o grau de distúrbio desses ambientes lóticos através de um índice multimétrico de avaliação de integridade biótica baseado em peixes. Nós usamos a composição de espécies nos trechos amostrados para verificar a similaridade entre eles. Nós concluímos que Unidades de Conservação de Uso Sustentável não são efetivas na conservação de áreas prioritárias e que o uso concomitante de índices de integridade biótica e da decomposição da diversidade β são ferramentas úteis para delinear áreas protegidas.

Palavras-chave: Diversidade beta. Áreas protegidas. Índice multimétrico. Uso sustentável. Impactos antrópicos. Educação ambiental.

ABSTRACT

Protected areas directed to the preservation of freshwater ecosystems are rare, although these are among the most affected globally by anthropic actions. Our study seeks to evaluate the effectiveness of these Conservation Units and to establish guidelines for the creation of protected areas or adoption of effective actions for conservation of the ichthyofauna and aquatic ecosystems in the Brazilian savannah. We investigated 37 lotic stretches in the Pandeiros river basin, which is totally inserted in Conservation Units, through a protocol of evaluation of lotic systems to determine which abiotic variables influence the local richness of species. We further evaluated the spatial distribution of fish diversity at different scales through the additive partition and the degree of disturbance of these lotic environments through a multimetric index of biotic integrity assessment based on fish. We used the species composition in the sampled sections to verify the similarity between them. We conclude that Sustainable Use Conservation Units are not effective in the conservation of priority areas and that the concomitant use of biotic integrity indexes and the decomposition of β diversity are useful tools for delineating protected areas.

Keywords: Beta diversity. Protected areas. Multimetric index. Sustainable use. Anthropic impacts. Environmental education.

1 INTRODUÇÃO

A criação de áreas protegidas é um mecanismo fundamental das estratégias de conservação (HOCKINGS, 2003) e áreas protegidas direcionadas à preservação de ecossistemas aquáticos dulcícolas são bem mais raras (SAUNDERS; MEEUWIG; VINCENT, 2002), apesar desses estarem entre os mais alterados globalmente por ações antrópicas (ALLAN; FLECKER, 1993; DUDGEON et al., 2006; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; VÖRÖSMARTY et al., 2010). Ademais, a criação de uma área protegida (AP) não garante o cumprimento de seus objetivos básicos devido a problemas que vão desde a falta de planejamento adequado a questões político-sociais. Nesse sentido, estudos têm sido realizados com o objetivo de direcionar a criação de AP's efetivas para conservação da biodiversidade que se encontra em seu domínio, mas que também sejam viáveis socioeconomicamente (ABELL; ALLAN; LEHNER, 2007; KINGSFORD; BIGGS; POLLARD, 2011; LEONARD; BALDWIN; HANKS, 2017; LOVEJOY, 2006).

Uma das premissas para o delineamento de uma AP é o conhecimento de sua diversidade e sua organização no espaço. Uma das ferramentas usadas para investigar a variação espacial da diversidade é a sua partição (diversidades α , β e γ) (CRIST et al., 2003; SOCOLAR et al., 2016; WHITTAKER, 1972). A variação espacial da diversidade de peixes e a decomposição da diversidade β em função das características dos ecossistemas aquáticos em variadas escalas têm sido bastante estudadas recentemente (CARVALHO; TEJERINA-GARRO, 2015; JACKSON; PERES-NETO; OLDEN, 2001; LEPRIEUR et al., 2011; OLDEN et al., 2010; VITORINO JÚNIOR et al., 2016). Entretanto, essas ferramentas ainda têm sido pouco usadas de forma efetiva no delineamento de AP's.

Outros aspectos a serem levados em conta para a definição de AP's são o grau de preservação em que aquela área se encontra, a ocorrência de fenômeno biológico e a determinação das ameaças antrópicas presentes naqueles ecossistemas e como esses afetam a diversidade em diferentes escalas (ABELL; ALLAN; LEHNER, 2007; DRUMMOND et al., 2005; KINGSFORD; BIGGS; POLLARD, 2011). As principais ameaças para a ictiofauna de Minas Gerais estão relacionadas à poluição, assoreamento,

desmatamento, mineração, introdução de espécies exóticas e construção e operação de reservatórios (VIEIRA, 2005).

Índices de avaliação de qualidade biótica baseados em diferentes grupos taxonômicos têm sido amplamente utilizados para se demonstrar os efeitos dos diferentes impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos, por exemplo macroinvertebrados bentônicos (LIGEIRO et al., 2013; MACEDO et al., 2016), anfíbios (KAUFMANN; HUGHES, 2006) e peixes (CARVALHO et al., 2017; CASATTI; TERESA, 2012; CHEN et al., 2017). Dentre estes grupos se destacam os peixes, pela elevada diversidade de espécies, ocorrência ampla em todos os tipos de corpos d'água e pelo fato de ser o grupo taxonômico aquático mais notável e visível para a espécie humana (HAWKINS et al., 1983; ROWE; PIERCE; WILTON, 2009).

Algumas categorias de Unidade de Conservação (UC) definidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) são mais flexíveis quanto ao uso dos recursos naturais de suas áreas, como é o caso das UC's de Uso Sustentável (e.g. Área de Proteção Ambiental, APA) (BRASIL, 2000). França et al. (2015) aponta que UC's de Uso Sustentável são ineficientes na prevenção do desmatamento e consequente perda de habitats devido à presença humana, evidenciando uma falha em criá-las em áreas prioritárias para conservação. Por outro lado, essa categoria é a menos onerosa para os órgãos governamentais nos aspectos financeiros, políticos e sociais, e não surpreendentemente são a maioria no bioma Cerrado (FRANÇO et al., 2015) e também no Estado de Minas Gerais (DRUMMOND et al., 2005; EUCLYDES; MAGALHÃES, 2006). De fato, são as mais inclusivas socialmente, apesar de nem sempre ser realizada a devida inserção da população humana residente no processo de conservação.

Diante disso, esse estudo teve como objetivo avaliar como a distribuição espacial da diversidade da ictiofauna varia em diferentes escalas organizacionais no gradiente longitudinal em uma bacia hidrográfica totalmente inserida em UC's, procurando entender quais as principais variáveis abióticas responsáveis pela riqueza local. Adicionalmente, buscamos avaliar a efetividade das UC's através do grau de distúrbio antrópico nos trechos lóticos formadores da bacia a partir de um índice mutimétrico baseado em peixes proposto para a savana brasileira (CARVALHO et al., 2017). Para isso, realizamos nossos estudos na sub-bacia do rio Pandeiros (referida apenas como bacia de agora em diante), a qual está inserida em duas UC's e localiza-se

no Cerrado, um dos biomas mais ameaçados do Brasil atualmente (DINIZ-FILHO et al., 2009).

Como dito anteriormente, AP's específicas para conservação de espécies e habitats aquáticos são raras. Consequentemente a frequência de estudos relacionados à efetividade e definição de AP's direcionadas à preservação ictiofauna têm sido baixa (DIAS et al., 2016). Adicionalmente, a maioria da UC's se concentram em algumas partes específicas das bacias hidrográficas (e.g. nascentes dos rios) (BRASIL, 2018; SAUNDERS; MEEUWIG; VINCENT, 2002), muitas vezes visando à manutenção do recurso hídrico em si e não a preservação da biota aquática ou do ecossistema aquático como um todo. Isso impossibilita avaliações mais abrangentes em sistemas fluviais inseridos em AP's (e.g. efeitos das ordens hidrográficas sobre a ictiofauna), tornando esses estudos também pouco frequentes (DIAS et al., 2016). Portanto, nosso estudo se mostra relevante pela capacidade de alcançar uma avaliação ecológica efetiva e delinear diretrizes e ações regionais em AP's direcionadas à conservação ecossistemas aquáticos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na bacia do rio Pandeiros, localizada na mesorregião norte do estado de Minas Gerais – Brasil, e que abrange os municípios de Januária, Bonito de Minas e Cônego Marinho. A bacia está inserida no bioma Cerrado, na região climática do semiárido brasileiro, com precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 milímetros (BRASIL, 2005). O rio Pandeiros é um dos principais afluentes do trecho médio do rio São Francisco (BRASIL, 2011), possui aproximadamente 145 km de extensão e a área da bacia compreende pouco mais de 393.000 ha (IEF, 2016). Toda sua extensão constitui a Área de Preservação Ambiental Pandeiros, APA Pandeiros (MINAS GERAIS, 1995), uma UC da categoria “Uso Sustentável” (IEF, 2016). Inserida na APA, encontra-se o Refúgio Estadual da Vida Silvestre do rio Pandeiros (RVS Pandeiros), uma UC de Proteção Integral com objetivo principal de preservação da ictiofauna (IEF, 2016), com aproximadamente 6.000 ha (MINAS GERAIS, 2004), e que contempla o baixo curso do rio e a sua planície de inundação. A APA Pandeiros faz parte do Mosaico de Unidades de Conservação Sertão Veredas – Peruaçu (BRASIL, 2009), constituído por 18 AP's praticamente contíguas, formando um corredor ecológico de aproximadamente 1,8 milhões de hectares, considerando suas zonas de amortecimento e as Terras Indígenas (SANTO, 2014).

2.2 Desenho amostral

Nós amostramos 37 trechos lóticos, sendo 15 de 3ª ordem, 11 de 4ª ordem e 11 de 5ª ordem na calha do rio Pandeiros (STRAHLER, 1957). Essa ordenação sugerida por Strahler (1957) foi escolhida de modo a avaliar a influência da posição geográfica dos trechos lóticos amostrados dentro de um contexto de hierarquização hidrográfica. As estações amostrais foram selecionadas previamente através do método GRTS (*Generalized Random Tessellation Stratified*) (STEVENS; OLSEN, 2004), que tem como produto um desenho amostral espacialmente balanceado. Foram selecionadas as estações amostrais melhores ranqueadas com uma distância mínima de 1 km entre si (MACEDO et al., 2014). Em campo, os trechos lóticos foram selecionados por acessibilidade e condições de amostragem.

2.3 Coleta de dados

As coletas foram realizadas em maio/junho de 2016, no fim da estação chuvosa e início da estação seca respectivamente, quando os trechos lóticos estão com seu fluxo basal, fora dos picos de vazão. Além da coleta de peixes, os trechos lóticos amostrados foram submetidos a um protocolo de avaliação do habitat físico seguindo a metodologia de Peck et al. (2006) e Hughes e Peck (2008).

2.3.1 Amostragem de peixes

Nós utilizamos duas peneiras de mão de formato semicircular com tela de 2 mm de malha para a coleta de peixes. Quando necessário, nós utilizamos o arrasto de mão de 5 m de comprimento e malha de 8 mm entre nós opostos. Essa metodologia é eficiente e aplicável em todas as estações amostrais, as quais apresentam dimensões distintas (de 3ª a 5ª ordem). O esforço amostral foi padronizado pelo tempo, sendo 120 minutos de coleta para cada trecho amostral (12 minutos por seção). A determinação do tamanho do trecho amostral foi calculada pela multiplicação entre a largura média do ponto inicial de coleta por 40, sendo o tamanho mínimo 150 m e máximo de 1 Km. Após a coleta, os peixes foram sacrificados em Eugenol, fixados em formalina a 10% e conservados em solução de álcool etílico a 70° GL. Posteriormente, foram identificados até o menor nível taxonômico possível em laboratório com o uso de chaves de identificação e descrição original das espécies. Para alguns grupos taxonômicos indefinidos, realizamos

consultas com especialistas. O material testemunho será depositado na Coleção Ictiológica da Universidade Federal de Lavras (CI-UFLA).

2.4 Análise dos dados

2.4.1 Riqueza

Nós fizemos curvas de rarefação a fim de verificar a eficiência da amostragem nas diferentes ordens. Adicionalmente, as riquezas foram estimadas através do estimador Chao 2, que é baseado nas espécies raras para dados de presença e ausência (COLWELL, 2013) e é apresentado pelo valor da média da riqueza estimada para cada ordem e para o total. Esse estimador é adequado para nossos dados, que possuem espécies raras, considerando raras as que ocorreram em apenas uma ou duas unidades amostrais (*uniques* e *duplicates*) (COLWELL, 2013).

Nós usamos a riqueza local como variável resposta e as métricas definidas como as principais variáveis estruturadoras da assembleia de peixes do primeiro capítulo dessa dissertação como as variáveis explicativas. Essas variáveis foram selecionadas a partir de análises de DistLM realizadas através do procedimento *forward* e o critério de seleção do melhor modelo apresentado pelo maior valor do R^2 ajustado (R^2_{aj}) para cada conjunto de variáveis (habitat físico, qualidade da água e usos do solo). As variáveis explicativas selecionadas foram Média da Área Molhada Seção (m^2), Razão Largura e Profundidade da Seção, %Areia, %Desvio Padrão do Dossel nas Margens, %Madeira %Vereda na escala espacial Ripária, %Pastagem na escala espacial Bacia, Alcalinidade, pH e Sólidos totais.

Nós utilizamos modelos lineares baseados na distância (DistLM) confrontando a matriz de similaridade de distância euclidiana da riqueza dos trechos lóticos amostrados para selecionar as variáveis que mostraram uma maior proporção de explicação e significância ($P < 0,05$). A análise de DistLM foi realizada através do procedimento *forward* e o critério de seleção do melhor modelo apresentado, pelo maior valor do R^2 ajustado (R^2_{aj}). O uso do procedimento *forward* foi escolhido por usar a adição sequencial das variáveis, até obter o melhor modelo (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008). O uso do R^2_{aj} é o mais adequado para a escolha do modelo ótimo, pelo fato de não aumentar necessariamente com a adição de variáveis explicativas (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008). Nós realizamos uma regressão logarítmica para avaliar a relação entre as variáveis selecionadas e a riqueza observada nos trechos amostrais.

2.4.2 Diversidade

Nós realizamos uma análise de partição aditiva (LANDE, 1996) baseada na riqueza para avaliar a contribuição da diversidade β na diversidade regional de peixes (diversidade γ) entre os trechos lóticos de diferentes ordens e a variação na contribuição de α e β em cada ordem. Nós particionamos a diversidade γ nos componentes α e β em duas escalas espaciais aninhadas; nas quais α_1 é a composição de espécies de cada trecho lótico amostrado, β_1 a dissimilaridade da composição de espécies entre os trechos de mesma ordem, α_2 a diversidade de cada ordem ($\alpha_2 = \alpha_1 + \beta_1$) e β_2 a dissimilaridade da composição de espécies entre as três ordens ($\beta_2 = \gamma - \alpha_2$). Adicionalmente nós realizamos a decomposição das diversidades β_1 e β_2 , a fim de verificar como se dá o processo da variação espacial da diversidade a partir do *pool* de espécies: se pela substituição ou por aninhamento (perda ou ganho) de espécies (BASELGA, 2010).

Todas as análises foram realizadas através dos dados de composição de espécies (presença e ausência). Essas análises foram executadas no programa estatístico R (R Development Core Team 2017, versão 3.4.3). Nós utilizamos o pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2015), a função “adipart” (SÓLYMOS, 2008) para a partição da diversidade com 99 simulações. Nós avaliamos se a diversidade β entre os trechos lóticos amostrados tem relação com a distância entre pontos (autocorrelação espacial) através de um teste de Mantel baseado na correlação de Pearson entre as matrizes de distância geográfica e de dissimilaridade da composição de espécies. Nós realizamos essa análise através da função “mantel” (OKSANEN et al., 2015). Para a decomposição das diversidades β nós utilizamos o pacote “betapart”, no qual a substituição (β_{JTU}) e o aninhamento (β_{JNE}) são expressados pelo índice de Jaccard (BASELGA; ORME, 2012).

2.4.3 Condição biológica

Nós usamos o índice multimétrico baseado na ictiofauna para a savana brasileira (MMI_1), proposto por Carvalho et al. (2017), para avaliar quantitativamente o grau de conservação dos trechos lóticos amostrados e o panorama global de conservação na área das UC's na bacia do rio Pandeiros. O MMI_1 inclui seis métricas: % de espécies comuns (%spcomuns), % de indivíduos da ordem dos Characiformes (%Ch), % de indivíduos da família Loricariidae (%Lor), % de indivíduos da família Trichomycteridae (%Tricho), % espécies invertívoras (%spinvert) e % de indivíduos da espécie *Poecilia reticulata* Peters 1859 (%Poecilia). As espécies comuns (spcomuns) foram as que ocorreram em

mais de 50% dos trechos lóticos amostrados (CARVALHO et al., 2017). A determinação das espécies invertívoras foi realizada através da análise do conteúdo estomacal de espécimes coletados e consulta à literatura pertinente.

O cálculo do índice é realizado pela avaliação de cada métrica, variando de 0 a 10. O valor final do índice é calculado pela média das pontuações de cada métrica em cada estação amostral (para mais detalhes ver CARVALHO et al., 2017). As métricas que diminuem com o impacto são %Ch, %Tricho, %spinvert. Já as métricas relacionadas positivamente aos impactos são %spcomuns, %Lor e %Poecilia. A condição ambiental resultado do MMI_1 foi representada espacialmente no mapa da bacia para a visualização da integridade dos trechos amostrados e da bacia como um todo. Nós fizemos o teste estatístico de Kruskal-Wallis dos valores calculados para as métricas do MMI_1 , de forma a avaliar qual métrica mais contribuiu na pontuação final. Adicionalmente, nós fizemos uma regressão linear a fim de verificar se o grau de distúrbio do trecho amostrado tem influência na riqueza de espécies.

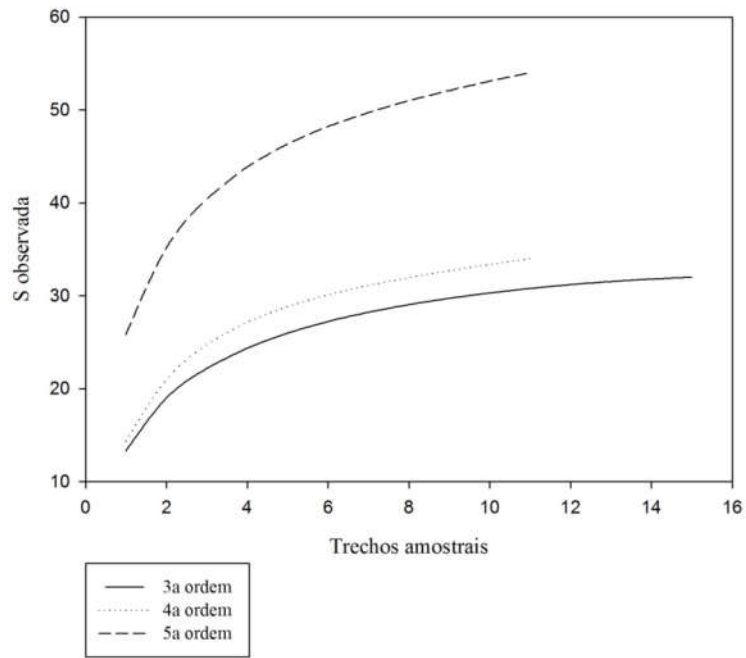
3 RESULTADOS

3.1 Riqueza

Nós coletamos 13.571 indivíduos de 59 espécies de peixes, pertencentes a cinco ordens taxonômicas (Characiformes 54%, Cyprinodontiformes 3%, Gymnotiformes 5%, Perciformes 2%, Siluriformes 36%). Apenas duas espécies exóticas à bacia do rio São Francisco foram amostradas, *Poecilia reticulata* (n=2) e *Hoplosternum littorale* (Hancock 1828) (n=3).

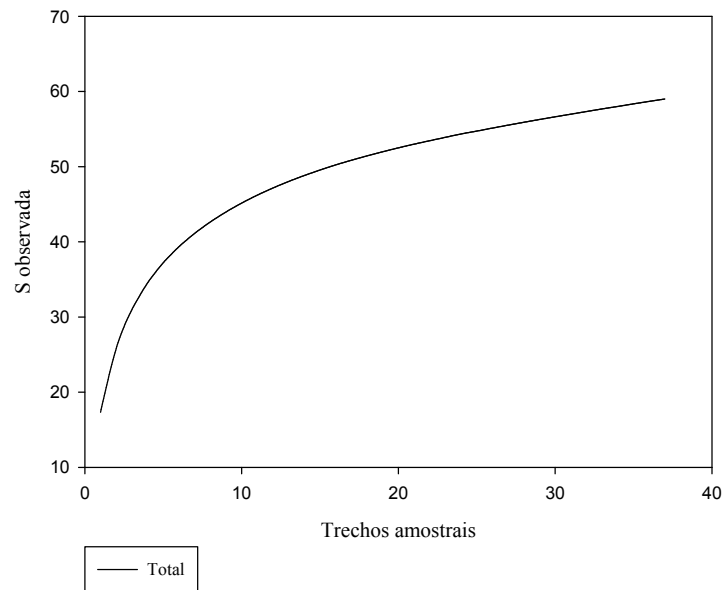
Quinze espécies ocorreram em apenas uma ou duas unidades amostrais, boa parte ocorrendo apenas em trechos lóticos de 5ª ordem (Tabela S1). A razão entre riqueza observada e riqueza média estimada foi maior para a 3ª ordem (Razão =1,0) e menor para 4ª (Razão= 0,85) e 5ª ordens (Razão= 0,88). Com relação à riqueza total foram estimadas 75 espécies para a bacia do rio Pandeiros. Esse resultado sugere que o esforço amostral empregado foi suficiente para amostrar 78,7% da riqueza estimada. A riqueza total aumentou gradativamente ao longo do gradiente longitudinal hidrográfico (3ª ordem < 4ª ordem < 5ª ordem; Figura 1) e a riqueza total amostrada representada pela curva de rarefação na Figura 2.

Figura 1. Curva de rarefação da riqueza observada em cada ordem



Fonte: Do autor (2018).

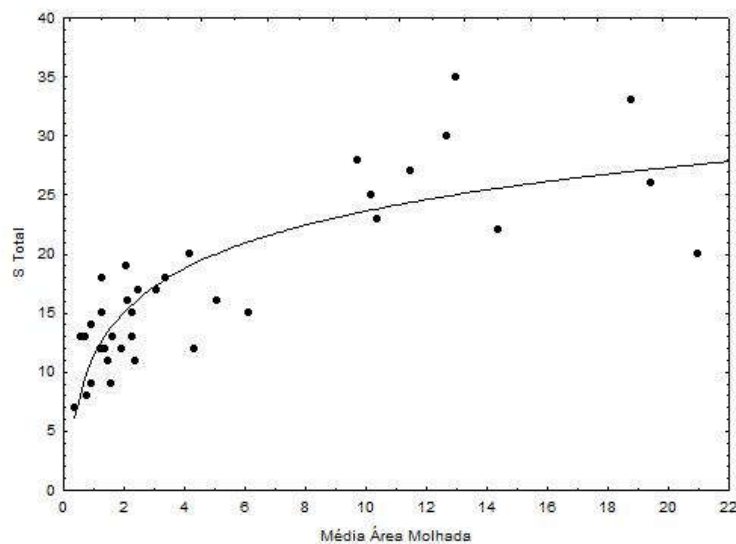
Figura 2. Curva de rarefação da riqueza observada no total das amostras.



Fonte: Do autor (2018).

Média da Área molhada foi a variável abiótica com maior poder de explicação da variação da riqueza nos trechos lóticos amostrados ($R^2 = 63\%$; $p = 0,001$) (Figura 3). A variável %Areia também contribuiu significativamente para a construção do melhor modelo ($p = 0,028$), porém com um baixo poder de explicação; juntas elas explicaram 68% da variação da riqueza observada.

Figura 3. Regressão logarítmica entre a riqueza total observada (S Total) e a Média Área Molhada (m^2) ($R = 0,797$; $R^2 = 0,634$; $p < 0,001$).

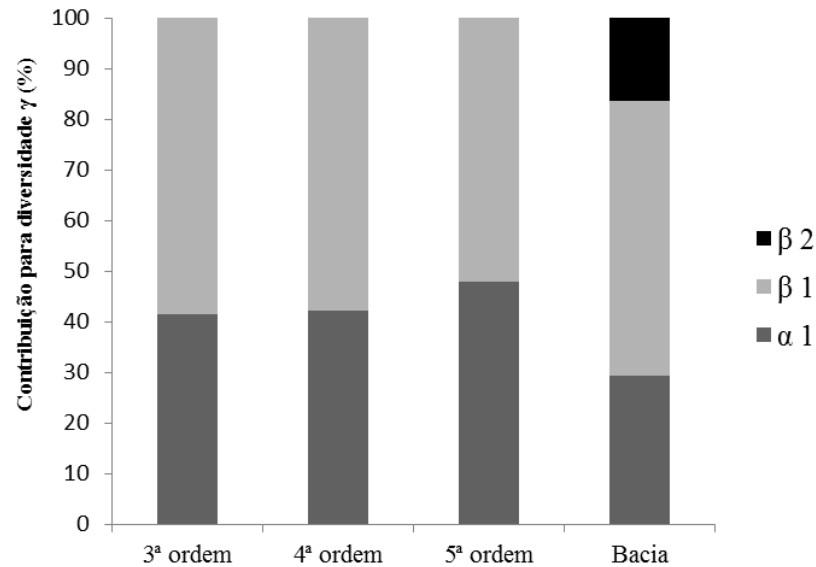


Fonte: Do autor (2018).

3.2 Diversidade

A partição espacial da diversidade revelou que cada trecho amostral representou em média 29,4% da diversidade total (α_1), a diversidade entre os trechos amostrais de mesma ordem (β_1) representou em média 54,3% da diversidade total, e a diversidade entre as ordens (β_2) representou em média 9,67% (Figura 4). A diversidade β_1 , não apresentou uma relação significativa com o gradiente ($p=0,071$), quando analisada para a bacia. A contribuição relativa das diversidades α_1 e β_1 variaram em cada ordem isoladamente, sendo β_1 menor quanto maior a ordem do curso d'água, o que está diretamente relacionado ao aumento da riqueza (α_1) no gradiente longitudinal (Figura 4).

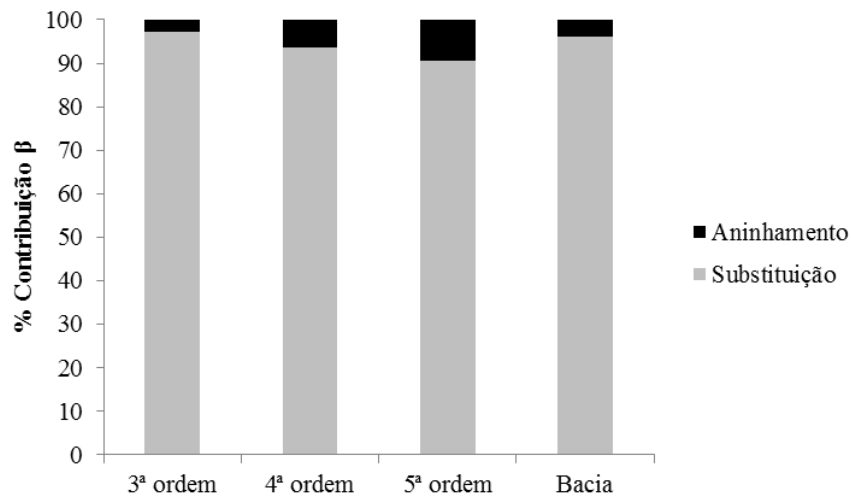
Figura 4. Contribuição relativa da diversidade α e β para a diversidade γ em cada ordem e na bacia.



Fonte: Do autor (2018).

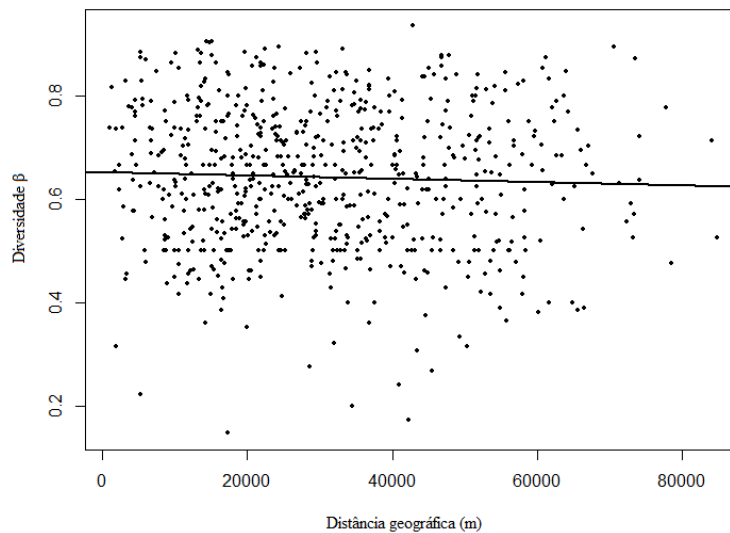
A decomposição das diversidades β , revelou um padrão de distribuição espacial das espécies na bacia do rio Pandeiros, ocorrendo majoritariamente pela substituição de espécies, sendo a contribuição relativa para a bacia de 96% (Figura 5). Entretanto, assim como a diversidade β_1 variou entre as ordens de acordo com o gradiente longitudinal, a substituição de espécies também apresentou um declínio em relação às ordens (Figura 5) (Tabela S2 e S3). Não houve correlação significativa entre a diversidade β e a distância geográfica dos trechos lóticos amostrados (estatística do teste de Mantel $R = -0,037$; $p = 0,689$), indicando ausência de autocorrelação espacial (Figura 6).

Figura 5. Contribuição relativa do aninhamento e da substituição de espécies para a diversidade β em cada ordem e na bacia como um todo.



Fonte: Do autor (2018).

Figura 6. Correlação espacial entre as matrizes de distância geográfica (m) e de dissimilaridade composicional dos trechos lóticos amostrados (diversidade β) (estatística do teste de Mantel $R = -0,037$; $p = 0,689$).



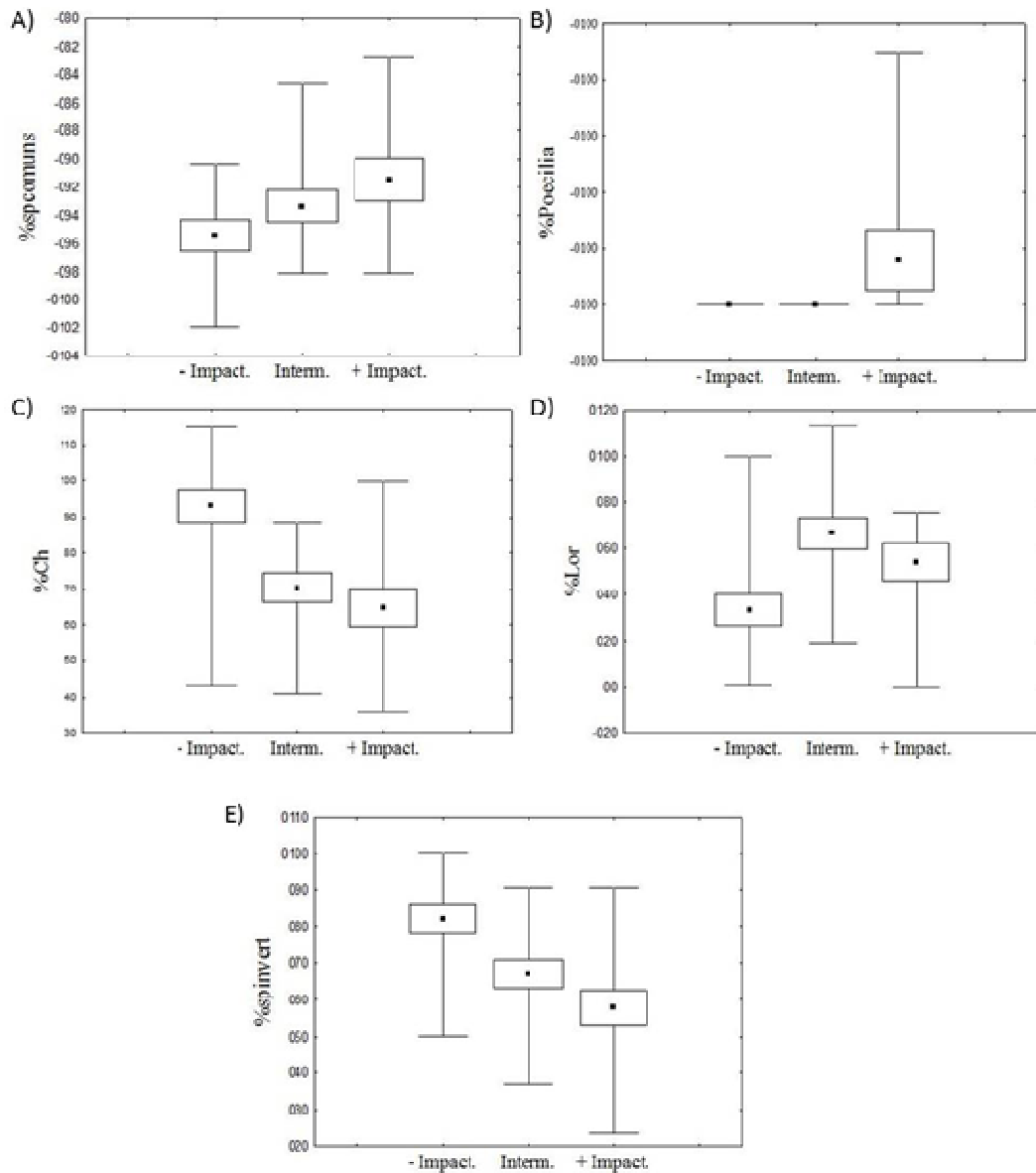
Fonte: Do autor (2018).

3.3 Condição biótica

A análise da condição biótica dos 37 trechos lóticos amostrados na bacia do rio Pandeiros medida através do MMI_1 resultou em 11 trechos mais impactados, 13 com condição intermediária e 13 mais preservados (Figura 8; Tabelas S3 e S4). Não foi encontrada nenhuma espécie da família Trichomycteridae, logo a métrica %Tricho foi retirada do cálculo do índice. A espécie *Poecilia reticulata* foi encontrada em apenas dois trechos lóticos (n=2). A condição ambiental resultado do MMI_1 não apresentou relação significativa com a riqueza observada nos trechos lóticos amostrados ($R = 0,088$; $p = 0,606$).

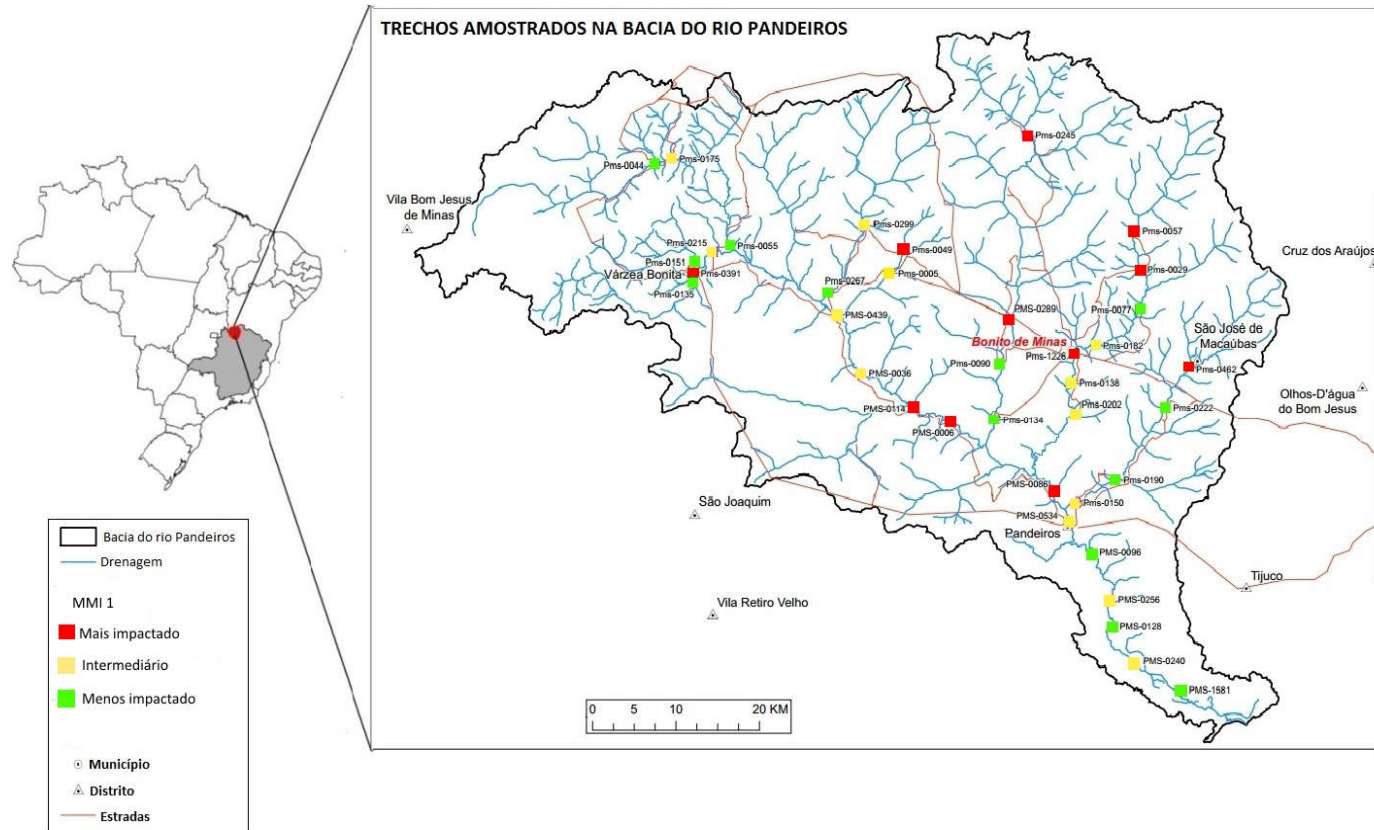
As métricas que mais contribuíram na categorização do MMI_1 dos graus de distúrbio dos trechos lóticos amostrados foram %Ch ($p < 0,001$) e %spinvert ($p = 0,001$). As métricas %Poecilia e %spcomuns demonstraram a relação positiva com o grau de distúrbio como descrito no MMI_1 , mas não apresentaram diferenças significativas entre os três grupos de distúrbio (Figura 7).

Figura7. Variação dos valores calculados para a pontuação das métricas do MMI_1 agrupados pelos graus de distúrbio.



Legenda: O eixo X dos gráficos correspondem aos graus de distúrbio (-Impact., Intern. e +Impact.; da esq. para a dir.). A parte superior e inferior da caixa representam os valores máx. e mín. respectivamente, a linha horizontal representa a média, e os limites externos os valores do erro padrão das amostras. A) %spcomuns (KW-H = 3.7623; $p = 0,152$), B) %Poecilia (KW-H = 4.8586; $p = 0,088$), C) %Ch (KW-H = 15.4353; $p < 0,001$), D) %Lor (KW-H = 10.1829; $p < 0,001$) e E) %spinvert (KW-H = 13.4881; $p = 0,001$). Fonte: Do autor (2018).

Figura 8. Espacialização dos trechos lóticos amostrados e seus respectivos graus de distúrbio medidos através do índice MMI_1



Fonte: Do autor.

4 DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstraram que a riqueza local da ictiofauna dos trechos lóticos amostrados é determinada pela dimensão dos corpos d'água no gradiente longitudinal. Porém, a diferenciação da composição das espécies de peixes parece ser pouco explicada pela dimensão. A diversidade entre os trechos lóticos de mesma ordem (β_1) foi a que mais contribuiu com a diversidade regional (γ), porém sua relação com o gradiente não foi significativa. Quando avaliada separadamente em cada ordem, β_1 apresentou uma relação negativa com o gradiente longitudinal como esperado, já que reflete a variação da riqueza (α_1) dos trechos lóticos amostrados nas respectivas ordens. A substituição de espécies entre os trechos amostrados foi o componente principal da diversidade β , demonstrando que as assembleias locais de peixes não é caracterizada pela perda de espécies a partir do *pool* de espécies regional. A condição biótica dos trechos lóticos amostrados formadores da bacia do rio Pandeiros, a partir da aplicação do MMI proposto por Carvalho et al. (2017) foi pior do que esperado, considerando que toda a bacia está inserida em duas UC's, com 30% dos trechos lóticos amostrados com grau de distúrbio elevado (+Impact).

4.1 Riqueza

Nós amostramos aproximadamente 80% da riqueza estimada para a bacia do rio Pandeiros com o predomínio das ordens dos Characiformes e dos Siluriformes, de acordo com o padrão descrito para a ictiofauna dos rios sul americanos (LOWE-MCCONNELL, 1987). O último estudo realizado na bacia do rio Pandeiros aponta 88 espécies registradas (SOUZA, 2017). Entretanto, esse dado é produto de uma compilação de registros históricos, sendo que nenhum dos levantamentos citados registrou esse número de espécies (58 espécies, ALVES; LEAL, 2010; 46 espécies; GODINHO, 1986; 44 espécies, SANTOS et al., 2015; 62 espécies, SOUZA, 2017) logo nosso esforço amostral pode ser considerado eficiente em comparação com os estudos anteriores. Várias das espécies consideradas raras foram encontradas somente nos trechos de 5ª ordem (67%) e são em sua maioria de ampla ocorrência nas bacias nas quais ocorrem, com exceção de *Bunocephalus hartti* Carvalho, Cardoso, Friel & Reis 2015, *Centromochlus bockmanni* (Sarmiento-Soares & Buckup 2005), *Imparfinis borodini* Mees & Cala 1989 e *Rhamdiopsis microcephala* (Lütken 1874) que são, de fato, espécies raras. Esses resultados podem ser consequência da necessidade da

padronização do esforço amostral, não sendo possível o uso de diversos petrechos de pesca, o que provavelmente aumentaria o número de espécies, principalmente nos trechos de 5ª ordem. Vale ainda ressaltar que foram amostrados apenas os trechos lóticos, não incluindo amostras na extensa planície de inundação (pantanal) encontrada na porção inferior da bacia.

B. hartii é uma espécie endêmica da bacia do rio São Francisco (CARVALHO et al., 2015). Sua ocorrência restrita e o baixo número de registros e indivíduos (ALVES; POMPEU, 2010; CARDOSO, 2008; VIEIRA et al., 2015) indicam que seja uma espécie rara. Esse é o primeiro registro *B. hartii* para a bacia do rio Pandeiros (n=5), ampliando assim sua área de ocorrência. *C. bockmanni* também é uma espécie endêmica da bacia do rio São Francisco, e sua biologia ainda é pouco estudada. Os registros da espécie são pouco frequentes nos estudos realizados para a bacia do rio Pandeiros, sendo presente em apenas uma amostra (n=5) de Souza (2017). *I. borodini* é uma espécie que ocorre naturalmente em baixas densidades populacionais, geralmente em trechos lóticos de 3ª e 4ª ordem (SARMENTO-SOARES et al., 2016). *R. microcephala* é considerada uma espécie rara com populações naturalmente pequenas, ocorre geralmente em riachos de porte médio (BOCKMANN; CASTRO, 2008, VIEIRA et al., 2015) e encontra-se na Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2010). Além disso essas espécies apresentam características comportamentais em comum, sendo espécies crípticas e de hábitos predominantemente noturnos, uma característica que dificulta sua amostragem. Esses dados demonstram a importância da manutenção de trechos lóticos de dimensões e características variadas abarcados pela proteção das UC's, de forma a preservar espécies raras e endêmicas.

A riqueza está positivamente relacionada com a Média da Área Molhada (m²), uma métrica que reflete a dimensão do corpo d'água. A relação positiva espécies-área é um dos mais consistentes padrões ecológicos e já foi demonstrada para assembleias de peixes (SHELDON, 1968). Angermeier e Schlosser (1989) também relatam o aumento da riqueza de espécies de peixes em função do aumento da área, porém argumentam que devido ao fato do ambiente aquático ser tridimensional, o uso do volume do habitat parece ser mais adequado. Uma métrica diretamente relacionada ao volume dos sistemas lóticos é a vazão, e sua relação positiva com o aumento da riqueza de espécies no gradiente longitudinal já foi observado em rios na África, América do Sul e América do Norte (MCGARVEY; HUGHES, 2008). Portanto, a variação das características estruturais dos sistemas fluviais dendríticos numa sucessão longitudinal, como o

aumento de volume de água (STRAHLER, 1957), leva a uma maior disponibilidade de recursos e produtividade (TOMANOVA et al., 2007; VANNOTE et al., 1980) e faz com que as partes mais baixas desses sistemas sejam habitats mais diversos e complexos, o que possibilita sua ocupação por um maior número de espécies (JACKSON; PERES-NETO; OLDEN, 2001; MÉRIGOUX; PONTON; DE MÉRONA, 1998; SCHLOSSER, 1982). Porém, parece haver um limite desse gradiente, no qual a maior riqueza de espécies se dá até rios de tamanho médio (5ª ordem) (TOMANOVA et al., 2007; VANNOTE et al., 1980). Por se tratar de um tributário, a parte baixa do rio Pandeiros está mais próxima e conectada ao rio São Francisco, que pode funcionar como fonte de espécies para esse ambiente. Além disso, a parte baixa da bacia fornece condições ideais para o uso de sua parte lótica e de sua planície de inundação como abrigo e área de reprodução para várias espécies de peixes, promovendo o intercâmbio de espécies entre esses ambientes (GODINHO, 1986; ALVES; LEAL, 2010). O efeito da proximidade com rios de maior porte e da confluência entre ambientes lóticos no aumento da riqueza já foi evidenciado em outros estudos (BENDA et al., 2004; WANG; SEELBACH; HUGHES, 2006; VITORINO JÚNIOR et al., 2016).

4.2 Diversidade

A escala que melhor explicou a diversidade espacial dos peixes da bacia do rio Pandeiros foi a β , o que também foi demonstrado em outros sistemas aquáticos (ERÖS, 2007; ISHIYAMA et al., 2016; TESHIMA et al., 2016,). A diversidade entre os trechos de diferentes ordens (β_2) teve uma contribuição modesta para a diversidade regional (γ). Já a diversidade entre os trechos de mesma ordem (β_1), contribuiu substancialmente para a diversidade γ . Soininen, Heino e Wang (2018) demonstraram através de uma revisão em nível global, que a substituição de espécies é o maior componente da diversidade β e se relaciona fortemente com a mesma, refletindo praticamente o mesmo fenômeno denotado pela dissimilaridade composicional das comunidades e que a substituição aumenta com a extensão espacial da amostragem. Nossos resultados demonstraram que a substituição é o processo determinante da variação espacial das espécies na bacia do rio Pandeiros, indicando que suas assembleias locais não são caracterizadas pela perda ou ganho de espécies (aninhamento) ao longo do gradiente longitudinal. Entretanto, o maior grau de substituição foi encontrado entre os trechos de 3ª ordem, e não quando avaliado para toda bacia.

A relação entre a distância geográfica das amostras e a diversidade β não foi significativa, mesmo padrão observado por Thorp; Thoms e DeLong (2006). Entretanto, outros estudos demonstram que há um aumento da dissimilaridade das comunidades com o aumento da distância, principalmente com o aumento da escala espacial (NEKOLA; WHITE, 1999; SOININEN; MCDONALD; HILLEBRAND, 2007).

Uma hipótese levantada por nós é que a diversidade β seja determinada por processos ecológicos dominantes, como distúrbios naturais (GERING; CRIST, 2002). Estudos apontam que o distúrbio natural é mais importante que a interação das espécies em sistemas lóticos, principalmente quando avaliados em escalas mais grossas, (JACKSON; PERES-NETO; OLDEN, 2001; MATTHEWS et al., 2013; MONTGOMERY, 1999; RESH et al., 1988) e tem uma influência direta no processo de sucessão das comunidades. Distúrbios regulam a disponibilidade de espaço ecológico e a heterogeneidade física do ambiente (BENDA et al., 2004), interrompendo o processo de retorno ao equilíbrio dinâmico da comunidade, promovendo assim uma maior diversidade, o que é mais facilmente observado em locais que apresentam uma condição mais prístina (TOWNSEND, 1989; WHITE; WALKER, 1997).

Picos acentuados de vazão e seca anuais característicos do semiárido são distúrbios de grande magnitude e são os principais fatores organizadores desses ecossistemas (LAKE, 2008; RESH et al., 1988), influenciando diretamente na dinâmica da comunidade (e.g. recolonização, extinção local das espécies, competição, predação) (LOWE-MCCONNELL, 1987; SCHLOSSER, 1991; THORP; THOMS; DELONG, 2006). Os efeitos desses distúrbios são mais intensos em corpos d'água de menor ordem (1ª a 3ª ordem) sendo os que apresentam uma maior flutuação de volume do habitat (RESH et al., 1988). Portanto, acreditamos que a diversidade entre os trechos lóticos de mesma ordem (β_1) possa ser explicada pelo conceito da “Unicidade do Rio Descontínuo” o qual propõe que cada drenagem deve ser considerada como única devido a suas características geomorfológicas e de habitat (POOLE, 2002). Nesse caso, sugerimos que a diversidade β_1 é determinada pela dinâmica dos fragmentos hierárquicos no espaço e no tempo, e mesmo que estejam próximos, sua dinâmica acabará por resultar em dissimilaridade elevada. Esses fragmentos são constituídos pelos trechos lóticos do gradiente longitudinal, segregados estruturalmente pela diminuição da conectividade e limitação da dispersão dos organismos, as quais estão relacionadas à retração e expansão do ambiente aquático devido influência da seca e da cheia, à diferença do volume dos corpos d'água, além da capacidade de dispersão das espécies.

Isto levaria a uma maior diversidade entre os trechos de mesma ordem, principalmente nos de menores ordens. A ação desses distúrbios na diversidade de peixes já foi documentada em outros ecossistemas de clima árido e semiárido (ARTHINGTON et al., 2005; FAUSCH et al., 2002; LAKE, 2003; MEDEIROS; MALTCHIK, 2001; WARD et al., 2002), entretanto o estudo do efeito desses distúrbios na ictiofauna brasileira é incipiente. Porém, a influência desses distúrbios só pode ser observado numa maior escala temporal, e nosso estudo não abrange as fases hidrológicas envolvidas nesse processo, chuva, seca e intermediária (*rewetting*).

4.3 Condição biótica

Nossos resultados demonstraram através da avaliação da condição biótica dos trechos lóticos amostrados, que a bacia do rio Pandeiros apresenta uma boa qualidade ambiental como um todo. Entretanto, 11 trechos foram categorizados como mais impactados (+Impact), sendo que todos se encontram fora da área de proteção integral (RVS). Esses trechos apresentam em comum o fato de estarem próximos a locais com maior densidade demográfica (e.g. municípios e povoados) e/ou estradas.

Diversos impactos em ecossistemas aquáticos, diretos e indiretos, são gerados a partir de adensamentos populacionais, sendo os mais comuns a poluição, deflorestamento da vegetação ripária, introdução de espécies exóticas e assoreamento (VÖRÖSMARTY et al., 2000). Os principais impactos antrópicos relacionados à ocupação humana na bacia do rio Pandeiros são assoreamento, diminuição da vazão do rio, desflorestamento, queimadas, supressão da vegetação ripária e destruição de veredas; e são reflexo das atividades desenvolvidas pela população local, como plantio de eucalipto, agropecuária, agricultura irrigada, carvoejamento e ocupação irregular da beira dos rios (AZEVEDO et al., 2009; BETHONICO, 2009; DIAS; MOSCHINI; TREVISAN, 2017; NUNES et al., 2009). Dias; Moschini e Trevisan (2017), demonstram que a área urbanizada da bacia teve um aumento de mais de 100 Km² e que a área agrícola teve um avanço de 340 Km² num intervalo de 20 anos (1995-2015). Esse avanço é resultante da conversão da vegetação nativa para pastagem e culturas permanentes, sendo as fitofisionomias mais afetadas o Cerrado *sensu strictu* e as Veredas (DIAS; MOSCHINI; TREVISAN, 2017).

Os impactos relacionados às estradas nos ecossistemas aquáticos envolvem o aporte de sedimento na drenagem, diminuição da infiltração de água no solo, alteração da morfologia do curso d'água e aumento da vazão, decorrentes da erosão, exposição,

compactação e impermeabilização do solo, o que diminui a qualidade e a quantidade da água, diminuído a qualidade biótica do sistema, além do impacto indireto como a redução da vegetação ripária decorrente da abertura da estrada (FORMAN; ALEXANDER, 1998; KAUFMANN et al., 1999; REVENGA et al., 2000). Além desses impactos mais relacionados à estrutura física dos cursos d'água, existem ainda os impactos advindos do transporte de poluentes químicos, sendo sal e metais pesados os mais estudados para as enxurradas produzidas pelas estradas (FORMAN; ALEXANDER, 1998). Entretanto, os índices de qualidade da água apresentados no primeiro capítulo dessa dissertação mostram que a água do rio Pandeiros apresenta uma boa qualidade. Além disso, estradas estão associadas ao aumento da densidade demográfica nas localidades e em suas margens, devido ao motivo óbvio da facilidade de locomoção e acesso a áreas antes mais remotas. Conseqüentemente há uma interseção de seus impactos com os advindos do aumento populacional, tais como introdução de espécies exóticas e aumento da poluição. Esses impactos podem ser pontuais ou podem se estender por longas distâncias na rede de drenagem (DODDS, 2002; FORMAN; ALEXANDER, 1998).

As estradas da região são em sua maioria não pavimentadas, o solo da região é bastante arenoso e vários dos trechos lóticos amostrados de menor ordem são transpostos pela passagem direta na água, sem o uso de manilhas ou estruturas como pontes para travessia, gerando um distúrbio direto e constante nesses ambientes, desestabilizando o fundo do corpo d'água e disponibilizando o sedimento fino (JONES et al., 2000). Os barramentos decorrentes da construção de estradas são pouco comuns na região e porém quando existentes se concentram nas veredas (BAHIA, 2009), como observado em campo. Quanto aos trechos lóticos de maior ordem próximo às estradas, acreditamos que esse impacto esteja mais relacionado ao adensamento populacional associado às mesmas e sua proximidade às margens do rio Pandeiros, já que a estrada principal acompanha o rio, o que promove a retirada da vegetação ripária e aumenta o aporte de sedimento na drenagem (JONES et al., 2000). Outros estudos já verificaram a influência das estradas na biota aquática e verificaram uma diminuição da condição biótica dos trechos lóticos principalmente em função do assoreamento e falta de conectividade devido ao barramento do curso d'água pela estrada (EVANS; RILEY; LAMBERTI, 2015; LEAL et al., 2016; LEITÃO et al., 2017; MACEDO et al., 2014).

Assim, o maior aporte de sedimentos finos (e.g. sólidos totais) e a remoção da vegetação ripária diminuem a qualidade da água, a complexidade do habitat, a disponibilidade de microhabitats, de recursos e matéria alóctone para a ictiofauna e podem comprometer algumas funções fisiológicas dos peixes como reprodução, respiração e visão (ALLAN; FLECKER, 1993; BOND; LAKE, 2003; CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006; COLLINS et al., 2011).

Estudos apontam que macroinvertebrados aquáticos são bem mais sensíveis que peixes quanto à qualidade ambiental e um dos principais impactos sobre esses organismos é o aporte de sedimento fino (MACEDO et al., 2014; MANTYKA-PRINGLE et al., 2016). Não surpreendentemente, uma das métricas que mais influenciou na quantificação do grau de distúrbio através do MMI_1 foi %spinvert. As espécies invertívoras são diretamente afetadas pela diminuição de invertebrados no sistema, por ser o recurso predominante em sua dieta. Além do aporte de sedimentos, a supressão da vegetação ripária também afeta diretamente as espécies invertívoras já que funciona como uma interface entre os ambientes terrestre e aquático, servindo como provedor de recursos alóctones para o sistema, influenciando direta e indiretamente a abundância de invertebrados aquáticos e terrestres (GREGORY et al., 1991; LEITE et al., 2015)

A outra métrica que influenciou significativamente o MMI_1 foi %Ch. Assim como as espécies invertívoras, as espécies da ordem dos Characiformes são sensíveis ao aporte de sedimentos e à supressão da vegetação ripária, principalmente em relação à complexidade de habitat, já que é uma das ordens mais especiosas do mundo com 2.906 espécies descritas atualmente (ESCHMEYER; FONG, 2018). Nesse estudo foram encontradas 32 espécies de Characiformes que abrangem diversos hábitos de vida e alimentares, ocupando assim diversos nichos ecológicos nos sistemas aquáticos.

Apesar da métrica %Poecilia não ter apresentado uma relação significativa com as categorias de distúrbio do MMI_1 , é importante ressaltar a presença da espécie exótica *P. reticulata*, que respondeu de maneira esperada a este gradiente. Os Cyprinodontiformes, tendem a se proliferar em ambientes de baixa qualidade biótica mostrando-se tolerantes a essa condição, sendo assim bons indicadores, já que ambientes nessa condição são mais susceptíveis a invasões por espécies exóticas e generalistas (CARVALHO et al., 2017; CASATTI; FERREIRA; CARVALHO, 2009; CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009). Entretanto, o baixo número de registros e de indivíduos dessa espécie é um indicativo de que a mesma ainda não se estabeleceu e

que o nível de distúrbio desses ambientes não é tão alto, permitindo um controle da população dessa espécie pela comunidade aquática nativa.

A relação riqueza-distúrbio não foi significativa nos trechos lóticos amostrados. Outros estudos também demonstram que a riqueza não é um bom indicador de distúrbios em ecossistemas aquáticos e que as variáveis do habitat prevalecem na sua explicação (MACEDO et al., 2014; MANTYKA-PRINGLE et al., 2014; ROWE; PIERCE; WILTON, 2009). Entretanto, essa relação se mostra dependente da escala na qual o distúrbio é medido, sendo mais significativa na escala local (MANTYKA-PRINGLE et al., 2014; MAYOR et al., 2015).

Dito isso, podemos concluir que o uso do MMI_1 se mostrou adequado para a avaliação da integridade biótica dessa bacia da savana brasileira, porém outros estudos devem ser conduzidos em outras bacias hidrográficas do Cerrado de modo a avaliar a eficácia do índice. Adicionalmente, deve-se avaliar a efetividade de algumas métricas propostas por Carvalho et al. 2017, principalmente %Lor, já que algumas espécies da família Loricariidae são associadas a ambientes menos impactados. Essas espécies geralmente são de pequeno porte, reofílicas e dependentes de ambientes bem oxigenados, e ocupam o espaço intersticial dos ambientes lóticos (e.g. espaço entre pedras), características de ambientes lóticos de cabeceira bem preservados (CASTRO, 1999; VIEIRA et al., 2015).

4.4 Implicações para conservação da bacia do rio Pandeiros

A bacia do rio Pandeiros possui todos os critérios determinados pelo SNUC para ser uma UC, no sentido de preservar os atributos naturais da região e seus recursos hídricos, como alta diversidade biológica, ocorrência de espécie ameaçada e escassez de água, além de sua notável beleza cênica e unicidade de ambientes naturais (e.g. pantanal e mosaico de fitofisionomias). Entretanto, a criação das UC's da bacia do rio Pandeiros se deu sem o devido conhecimento de sua biodiversidade, já que não foi efetuado um plano de manejo até o presente momento (BRASIL,2018), e o único documento relacionado à ictiofauna da região prévio à sua criação é o relatório técnico de Godinho (1986). Nosso estudo gerou dados ecológicos mais detalhados a fim de ampliar o conhecimento da ictiofauna regional e propor ações de manejo e conservação para as UC's presentes na bacia.

A disponibilidade de água e a conectividade dos ambientes lóticos nas suas quatro dimensões (longitudinal, lateral, vertical e temporal) são preponderantes para a

manutenção das comunidades aquáticas (FAUSCH et al., 2002; PITTOCK et al., 2015; WARD, 1989). Ecossistemas aquáticos sujeitos a distúrbios naturais como picos de chuva e seca característicos de áreas de clima árido e semiárido devem receber um manejo diferenciado, já que são mais sensíveis aos impactos antrópicos (COLLARES-PEREIRA; COWX, 2004; PITTOCK et al., 2015). Logo esses devem ser os direcionadores das ações de conservação, de modo a não aumentar a magnitude de seus impactos devido às ações humanas.

Nossos dados demonstraram a grande importância do pantanal para a manutenção da riqueza da ictiofauna na bacia, entretanto a maior diversidade β se concentrou em ambientes lóticos de menor ordem fora do RVS, protegidas pela APA Pandeiros. Apesar da área da bacia estar totalmente inserida nas UC's, foi dada uma maior ênfase de conservação ao RVS pelo fato de ser uma UC de Proteção Integral. Portanto, seu desenho atual seria mais indicado para comunidades nas quais prevalece o aninhamento, no qual se visa proteger a área mais rica em espécies em razão das demais populações serem subconjuntos dessa. Entretanto, nossos dados mostram que nesse ecossistema prevalece a substituição de espécies e que nesse caso, as AP's devem ser delimitadas de forma a proteger a diversidade de habitats e espécies daquela região de forma mais abrangente, geralmente ampliando ao máximo a extensão da AP (SOCOLAR et al., 2016). Porém, é socioeconomicamente inviável a transformação de toda bacia em uma UC de proteção integral. Apesar da bacia estar inserida na APA Pandeiros, a falta da aplicação de ações efetivas de manejo para o uso sustentável dos seus recursos naturais e fiscalização das atividades humanas desenvolvidas na mesma vem comprometendo a função primária da conservação desse ecossistema aquático, haja visto que todos os ambientes lóticos com maior grau de distúrbio antrópico se encontram em seus domínios.

Além das falhas apontadas acima, uma das causas da ineficiência das UC's de Uso Sustentável é a falta de inclusão da população residente como ferramenta essencial do funcionamento desse tipo de UC. Estudos apontam que os impactos antrópicos encontrados na APA Pandeiros são de caráter social (AZEVEDO et al., 2009; BETHONICO, 2009; DIAS; MOSCHINI; TREVISAN, 2017; NUNES et al., 2009). Apesar da existência de uma rede colaborativa envolvendo as diversas camadas sociais intervenientes no processo da criação e gestão das UC's no Brasil, o modelo atual não está sendo muito eficaz nas UC's de Uso Sustentável (FRANÇOSO et al., 2015). Estudos sugerem algumas técnicas no sentido de facilitar e implementar ações

colaborativas mais inclusivas com as comunidades regionais na criação e gestão de AP's, como a Análise de Múltiplos Critérios (*Multicriteria Analysis*, MCA) (STRAGER; ROSENBERGER, 2006) e a Técnica de Grupos Nominais (*Nominal Group Technique*, NGT) (HUGÉ; MUKHERJEE, 2018).

Aliado a esse problema, a falta da aplicação efetiva dos conhecimentos científicos gerados em UC's muitas vezes é escassa, bem como a sua transmissão às várias partes inseridas nesse processo (e.g. gestores das UC's, população da região, comitês de bacia, tomadores de decisão e órgãos ambientais) (KNIGHT et al., 2008), além da falta da aplicabilidade das pesquisas à realidade das UC's (DIAS; SEIXAS, 2017). Nesse sentido, nós pretendemos realizar palestras e confeccionar documentos de linguagem mais acessiva de modo a apresentar às partes interessadas o *status* de conservação atual desse ecossistema, bem como sensibilizá-las a atuar como auxiliares da conservação do mesmo através da educação ambiental. Quanto à aplicabilidade de nosso estudo, nós propomos duas alternativas para um melhor funcionamento das UC's de forma a ampliar a conservação do ecossistema e, conseqüentemente, da ictiofauna. Ambas são no sentido do aumento da disponibilidade do recurso hídrico, da conectividade entre os ambientes lóticos e da efetividade da proteção da diversidade de peixes e habitats, além de sugerir ações mitigadoras dos principais impactos antrópicos encontrados na bacia.

Uma das alternativas para uma maior conservação da diversidade seria a ampliação da área de proteção integral, inserindo alguns dos tributários do rio Pandeiros nessa categoria, a fim de conservar todo um sistema lótico que englobe as diversidades de habitat e espécies. O ribeirão Macaúbas é o último tributário da margem esquerda do rio Pandeiros e o mais próximo ao RVS Pandeiros. Esse ribeirão seria o mais interessante em termos de conectividade e possui uma boa condição biótica, com apenas um trecho lótico com um maior grau de distúrbio antrópico, próximo ao distrito de São José dos Macaúbas. Entretanto, estudos em uma maior série temporal e mais aprofundados acerca da conectividade das três dimensões desses tributários (longitudinal, lateral, vertical) e da ictiofauna dos mesmos, tais como biologia, tamanhos populacionais e requisitos mínimos de habitat das espécies, se fazem necessários para a definir os melhores alvos para conservação com mais robustez científica (OLDEN et al., 2010). Além disso, essa medida seria bem mais burocrática em relação a fatores políticos, socioeconômicos e ecológicos ligados à sua implantação, inclusive a presença da PCH Pandeiros na confluência desse ribeirão com o rio

Pandeiros, apesar de seu descomissionamento estar sendo considerado atualmente (SOUZA, 2017).

Outra alternativa mais factível, devido aos fatores sociais, econômicos e políticos, seria uma ação em prol do aumento da eficiência da APA Pandeiros no cumprimento de suas atribuições como área de preservação, direcionada de forma a mitigar os impactos presentes e manter os níveis de preservação dos ambientes ainda pouco impactados. Sendo assim, elencamos as principais ações a serem tomadas para o aumento da efetividade da APA Pandeiros, muitas delas já constituintes da legislação brasileira e estadual, porém muitas vezes não são postos em prática devido a escassez de recursos humanos e financeiros e vontade política.

Quanto às atribuições dos órgãos fiscalizadores e responsáveis pelas UC's atrelados à Secretaria de Meio Ambiente do Estado de Minas Gerais (SEMAD), salientamos a necessidade do cumprimento das seguintes demandas. A fiscalização das atividades antrópicas desenvolvidas na APA, verificando se as mesmas estão de acordo com a Resolução CONAMA Nº 010, a qual regulamenta essas atividades (BRASIL, 1988). Fiscalização, regularização e proteção das Áreas de Proteção Permanente (APP), principalmente as veredas, nascentes, as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, a planície de inundação e as várzeas dos cursos d'água (BRASIL, 2012). Adicionalmente, determinamos como essenciais a realização dos Planos de Manejo das referidas UC's, a restauração das áreas impactadas com ênfase para a vegetação ripária através do plantio de espécies nativas constituintes desse ambiente e delimitação das áreas de acesso ao rio, a implementação de pontes suspensas para a travessia dos cursos d'água independente de sua dimensão, fiscalização da introdução de espécies exóticas à bacia, que se dá principalmente por via de criatórios destinados à piscicultura (VIEIRA, 2005).

Considerando que estamos no Antropoceno, uma era na qual as modificações humanas em escala global estão acontecendo numa velocidade sem precedentes (WATERS et al., 2016), as políticas públicas nacionais e estaduais de meio ambiente com decisões claramente anti-conservacionistas são um contrassenso às políticas ambientais globais atuais no sentido do desenvolvimento sustentável. Um dos exemplos dessas políticas globais é a Agenda 2030, a qual o Brasil é signatário e o tema principal é o desenvolvimento sustentável (ONU, 2015). Um dos objetivos principais da Agenda 30 é assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos, e uma das metas desse objetivo é até 2020, proteger e restaurar ecossistemas relacionados

com a água, incluindo montanhas, florestas, zonas úmidas, rios, aquíferos e lagos (ONU, 2015). Entretanto, a aprovação de leis como o novo Código Florestal (BRASIL, 2012), o qual uma das medidas é a diminuição da extensão das APP's, e da lei estadual que autoriza o corte de buritis (*Mauritia flexuosa* L.f.) (MINAS GERAIS, 2018), uma espécie associada às veredas, ambientes de APP e essenciais para a manutenção dos recursos hídricos nesse ecossistema (BOAVENTURA, 2007; BAHIA et al., 2009), são indicativos de que os investimentos nessa área sejam cada vez mais escassos e essas demandas apesar de serem as menos onerosas, provavelmente não serão efetivadas. Uma outra alternativa seria a busca de investimentos na iniciativa privada para a implementação dessas práticas, porém, sem o devido incentivo fiscal do governo essa possibilidade também se torna pouco provável. De modo que, dentro do contexto atual da gestão ambiental pública do país, o melhor caminho para alcançarmos algumas dessas realizações é a conscientização através de um trabalho intenso de educação ambiental junto à população da região da bacia do rio Pandeiros a fim de evidenciar que a degradação desses ambientes irá influenciar diretamente na disponibilização de recursos, já que se trata de uma região que sofre com o estresse hídrico característico do semiárido e que apesar da resiliência desse ecossistema, uma vez atingido um certo nível de degradação, esses impactos são irreversíveis. Aliado a isso, que seja revisto os modelos de gestão ambiental de forma a integrar de forma mais eficiente todas as partes interessadas nas UC's.

5 CONCLUSÃO

Nosso estudo demonstrou que o gradiente longitudinal age como um filtro ambiental influenciando a riqueza local de espécies, refletindo a variação das características estruturais dos sistemas fluviais dendríticos. A partição espacial da diversidade em escalas aninhadas possibilitou um maior conhecimento da distribuição das espécies desse ecossistema nos permitindo perceber os efeitos dos fatores abióticos sobre a assembleia de peixes, evidenciando que não há uma mudança direcional da diversidade. Além disso, mostramos que a substituição de espécies é o fator que prevalece na variação espacial da diversidade em sistemas pouco antropizados. Nossa hipótese é que essa variação se dê pela influência da falta de conectividade do sistema lótico decorrente do ciclo hidrológico característico do clima semiárido, comum em

ecossistemas aquáticos inseridos nesses domínios climáticos, e que a ação desses distúrbios naturais na meso-escala podem ampliar a diversidade entre os locais.

Além disso, demonstramos que o uso concomitante de índices de integridade biótica e da decomposição da diversidade β são ferramentas úteis para delinear AP's já que proporcionam uma visão espacial ampla para a avaliação dos possíveis distúrbios antrópicos e naturais presentes na região. Evidenciamos também que áreas prioritárias para conservação, como as áreas de com espécies raras e endêmicas, não devem ser protegidas por UC's de Uso Sustentável devido a sua baixa efetividade. O mais indicado seriam UC's de Proteção Integral, mesmo que em áreas menos extensas, porém representativas em diversidade de habitats e espécies, inclusive em ecossistemas nos quais a substituição de espécies é prevalente, devido a maior facilidade de fiscalização e manejo, além da maior viabilidade econômica. Embora o presente estudo tenha implicações importantes para a conservação da biodiversidade dos peixes na savana brasileira, também apresenta algumas falhas. Por exemplo, a falta de uma maior série temporal não possibilitou o esclarecimento de quais os fatores afetam a diversidade β .

Nós encorajamos a realização de estudos comparativos em diversas escalas espaciais entre bacias do mesmo bioma de forma padronizada a fim de definir como os processos ecológicos locais e regionais influenciam a diversidade, a riqueza e a composição das espécies. Além disso, nós também incentivamos estudos e ações em prol da conservação dos ecossistemas aquáticos de água doce, principalmente em regiões que sofrem com o estresse hídrico, para atuar como direcionadores de políticas públicas no sentido de se evitar a degradação irreversível dos mesmos, bem como a extinção de espécies.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos proprietários das áreas de estudo que nos permitiram realizar as coletas de campo em suas propriedades. A toda equipe que auxiliou nas coletas de campo. Ao pessoal do Laboratório de Ecologia de Bentos-UFMG, por todo auxílio nas coletas e nas análises de qualidade de água. Ao pessoal do Laboratório de Ecologia de Peixes-UFLA pela ajuda em campo e no laboratório. À bióloga e colega Silvia V. Reina pela parceria na identificação dos peixes. À bióloga e colega Marina L. Bueno pela ajuda no planilhamento dos dados e métricas. Ao biólogo e colega Francisco Ricardo de

Andrade Neto pelos comentários e sugestões no manuscrito. Ao Dr. Diego Macedo pela análise de uso do solo. Ao Dr. Flávio C. T. Lima e ao biólogo Iago Penido pelo auxílio nas da resolução das dúvidas taxonômicas. À UFLA pelo suporte institucional. CAPES e FAPEMIG financiaram a pesquisa e pessoas envolvidas no trabalho.

REFERÊNCIAS

- ABELL, R.; ALLAN, J. D.; LEHNER, B. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. **Biological Conservation**, v. 134, n. 1, p. 48–63, 2007.
- ALLAN, J. D.; FLECKER, A. S. Biodiversity Conservation in Running Waters. **BioScience**, v. 43, n. 1, p. 32–43, jan. 1993.
- ALVES, C. B. M.; LEAL, C. G. Aspectos da conservação da fauna de peixes da bacia do rio São Francisco em Minas Gerais. **MG.Biota**, v. 2, n. 6, p. 1–40, 2010.
- ALVES, C. B. M.; VIEIRA, F.; POMPEU, P. DOS S. Ictiofauna da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. In: Ministério do Meio Ambiente. **Diagnóstico do Macrozoneamento Ecológico-Econômico da Bacia Hidrográfica do São Francisco**. 1a. ed. Brasília: 2011.
- ANDERSON, M.; GORLEY, R. N.; CLARKE, R. K. **Permanova+ for Primer: Guide to Software and Statistical Methods**. Primer-E Limited, 214 p., Plymouth, 2008.
- ANGERMEIER, P. L. ; SCHLOSSER, I. J. Species-Area Relationship for Stream Fishes. **Ecology**, v. 70, n. 5, p. 1450–1462, 1989.
- ARTHINGTON, A. H. et al. Spatial and temporal variation in fish-assemblage structure in isolated waterholes during the 2001 dry season of an arid-zone floodplain river, Cooper Creek, Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 56, n. 1, p. 25–35, 2005.
- AZEVEDO, I. F. P. et al. Preservação estratégica para recuperar o São Francisco. **Scientific American Brasil**, v. 83, p. 74–79, 2009.
- BAHIA, T. DE O. et al. Veredas na APA do Rio Pandeiros: importância, impactos ambientais e perspectivas. **MG.Biota**, v. 2, n. 3, p. 4–13, 2009.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134–143, 2010.
- BASELGA, A.; ORME, C. D. L. Betapart: An R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 5, p. 808–812, 2012.
- BENDA, L. et al. The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. **BioScience**, v. 54, n. 5, p. 413, 2004.
- BETHONICO, M. B. DE M. Rio Pandeiros: território e história de uma área de proteção ambiental no norte de Minas Gerais. **Acta Geográfica**, v. 3, n. 5, p. 23–38, 2009.
- BOAVENTURA, R.S. Vereda berço das águas. 264 p. Belo Horizonte: **Ecodinâmica**, 2007.

BOCKMANN, F. A. ; CASTRO, R. M. C. *Rhamdiopsis microcephala* (Lütken, 1874). In: Machado A. B. M.; Drummond G.M.; Paglia, A. P. (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília/Belo Horizonte: Ministério do Meio Ambiente/Fundação Biodiversitas, v. 2, p. 208-209. 2008

BOND, N. R.; LAKE, P. S. Characterizing fish–habitat associations in streams as the first step in ecological restoration. **Austral Ecology**, v. 28, p. 611–621, 2003.

BRASIL. **Cadastro Nacional de UC’S**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-por-uc>>. Acesso em: 18 fev. 2018.

BRASIL. **RESOLUÇÃO CONAMA nº 10**, de 14 de dezembro de 1988 Publicada no DOU, de 11 de agosto de 1989, Seção 1, páginas 13660-13661 Dispõe sobre a regulamentação das Áreas de Proteção Ambiental-APAs. Brasil, 1988.

BRASIL. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC Lei 9.985**. Brasília, Brasil, 2000.

BRASIL. **Nova Delimitação do Semi-Árido Brasileiro**. Ministério da Integração Nacional, 2005.

BRASIL. **Portaria Nº 128 Reconhecer o Mosaico de Unidades de Conservação Sertão Veredas - Peruaçu**. Ministério do Meio Ambiente, , 2009. Disponível em <<https://www.mma.gov.br/legislacao/areas-protegidas%3Fdownload%3D827:portaria-n-128-de-24-de-abril-de-2009>> Acesso em 18 fev. 2018.

BRASIL. **Diagnóstico do Macrozoneamento da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

BRASIL. **Lei Nº 12.651 Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa**. Brasília, 25 de maio de 2012. Diário Oficial da União, 2012.

CARDOSO, A. R. **Filogenia da Família Aspredinidae Adams, 1854 e revisão taxonômica de Bunocephalinae Eigenmann & Eigenmann, 1888 (Teleostei: Siluriformes: Aspredinidae)**. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande Do Sul, 2008.

CARVALHO, D. R. et al. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 77, p. 386–396, 2017.

CARVALHO, R. A. D. E.; TEJERINA-GARRO, F. L. Relationships between taxonomic and functional components of diversity: implications for conservation of tropical freshwater fishes. **Freshwater Biology**, v. 60, p. 1854–1862, 2015.

CARVALHO, T. P. et al. Two new species of the banjo catfish *Bunocephalus* Kner (Siluriformes: Aspredinidae) from the upper and middle rio São Francisco basins, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 3, p. 499–512, 2015.

CASATTI, L.; DE FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: An assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, n. 1, p. 273–283, 2009.

- CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623, n. 1, p. 173–189, 2009.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management**, v. 38, n. 6, p. 974–982, 2006.
- CASATTI, L.; TERESA, F. B. A multimetric index based on fish fauna for the evaluation of the biotic integrity of streams at a mesohabitat scale. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 24, n. 4, p. 339–350, 2012.
- CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sulamericanos: padrões gerais e possíveis processos causais. **Oecologia Brasiliensis**, v. 6, p. 139–155, 1999.
- CHEN, K. et al. A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 48–61, 2017.
- COLLARES-PEREIRA, M. J.; COWX, I. G. The role of catchment scale environmental management in freshwater fish conservation. **Fisheries Management**, p. 303–312, 2004.
- COLLINS, A. L. et al. Sediment targets for informing river catchment management: International experience and prospects. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 13, p. 2112–2129, 2011.
- COLWELL, 2013 Last Revised June 14, 2013. Disponível em <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/EstimateSPages/EstSUsersGuide/EstimateSUsersGuide.htm#Chao1AndChao2>> Acesso 03 março 2018
- CRIST, T. O. et al. Partitioning Species Diversity across Landscapes and Regions: A Hierarchical Analysis of α , β , and γ Diversity. **The American Naturalist**, v. 162, n. 6, p. 734–743, 2003.
- DIAS, A. C. E.; SEIXAS, C. S. Conservação Ambiental em Paraty, RJ: Desafios para se Colocar a Ciência em Prática. **Biodiversidade Brasileira Bio Brasil**, v. 7, n. 1, p. 88–104, 2017.
- DIAS, L. C. C.; MOSCHINI, L. E.; TREVISAN, D. P. A Influência das Atividades Antrópicas na Paisagem da Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros, MG - Brasil. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 6, n. 2, p. 85, 2017.
- DIAS, M. S. et al. Trends in studies of Brazilian stream fish assemblages. **Natureza e Conservacao**, v. 14, n. 2, p. 106–111, 2016.
- DODDS, Walter K. **Freshwater ecology: concepts and environmental applications**. Academic Press, 569 p., 2002.
- DRUMMOND, G.M. et al. (Org.). **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. 2a.ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005

- DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v. 81, n. 2, p. 163, 2006.
- ERÖS, T. Partitioning the diversity of riverine fish: The roles of habitat types and non-native species. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 7, p. 1400–1415, 2007.
- ESCHMEYER, W. N. & FONG, J. D. **Species by Family/Subfamily**. Disponível em: <<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>>. Versão eletrônica (atualizada em 31 de janeiro de 2018). Acessada em 28 fevereiro de 2018.
- EUCLYDES, A. C. P.; MAGALHÃES, S. R. A. A Área de Proteção Ambiental (APA) e o ICMS Ecológico em Minas Gerais : algumas reflexões. **GEOgrafias**, v. 2, n. 2, p. 39–55, 2006.
- EVANS, N. T.; RILEY, C. W.; LAMBERTI, G. A. Culvert Replacement Enhances Connectivity of Stream Fish Communities in a Michigan Drainage Network. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 144, n. 5, p. 967–976, 2015.
- FAUSCH, K. D. et al. Landscapes to Riverscapes : Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes. **BioScience**, v. 52, n. 6, p. 483–498, 2002.
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and Their Major Ecological Effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, n. 1, p. 207–231, 1998.
- FRANÇOSO, R. D. et al. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza e Conservação**, v. 3, n. February 2016, p. 35–40, 2015.
- GERING, J. C.; CRIST, T. O. The alpha-beta-regional relationship: providing new insights into local-regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3, p. 433–444, maio 2002.
- GREGORY, S. V. et al. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540–551, 1991.
- GODINHO, H. P. **Pesquisas ictiológicas no rio Pandeiros, MG. Relatório Técnico**, Departamento de Morfologia, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 73p.1986.
- HAWKINS, C. . et al. Density of fish and salamanders in relation to riparian canopy and physical habitat in streams of the Northwestern United States. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 40, n. 8, p. 1173–1185, 1983.
- HOCKINGS, M. Systems for Assessing the Effectiveness of Management in Protected Areas. **BioScience**, v. 53, n. 9, p. 823–832, 2003.
- HUGÉ, J.; MUKHERJEE, N. The nominal group technique in ecology & conservation: Application and challenges. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 1, p. 33–41, 2018.

HUGHES, R. M. & PECK, D.V. Acquiring data for large aquatic resource surveys: the art of compromise among science, logistics, and reality. **Journal of the North American Benthological Society** 27: 837-859. 2008.

IEF. Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. **Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros**. 2015. Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/noticias/3306-nova-categoria/1769-apa-pandeiros->> Acesso em: 09 de outubro de 2016.

IEF. Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. **Refúgio Estadual da Vida Silvestre do Rio Pandeiros**. 2015. Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/noticias/3306-nova-categoria/1768-refugio-estadual-da-vidasilvestre-do-rio-pandeiros->> Acesso em: 09 de outubro de 2016.

ISHIYAMA, N. et al. Biodiversity and rarity distributions of native freshwater fish in an agricultural landscape: the importance of β diversity between and within water-body types. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 26, n. 3, p. 416–428, 2016.

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, 2001.

JONES, J. A et al. Effects of Roads on Hydrology, Geomorphology, and Disturbance Patches in Stream Networks\nEfectos de Carreteras en la Hidrología, Geomorfología y Parches de Perturbación en Redes de Arroyos. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 76–85, 2000.

KAUFMANN, P. R. et al. Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. **EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.**, n. July, p. 130, 1999.

KAUFMANN, P. R.; HUGHES, R. M. Geomorphic and Anthropogenic Influences on Fish and Amphibians in Pacific Northwest Coastal Streams. **American Fisheries Society Symposium**, v. 48, p. 429–455, 2006.

KINGSFORD, R. T.; BIGGS, H. C.; POLLARD, S. R. Strategic Adaptive Management in freshwater protected areas and their rivers. **Biological Conservation**, v. 144, n. 4, p. 1194–1203, 2011.

KNIGHT, A. T. et al. Knowing but not doing: Selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. **Conservation Biology**, v. 22, n. 3, p. 610–617, 2008.

LAKE, P. S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 7, p. 1161–1172, 2003.

LAKE, P. S. **Drought, the 'creeping disaster' Effects on ecosystems**. Land & Water Australia, Canberra. 40 pp, 2008

LANDE, R. Statistics and Partitioning of Species Diversity, and Similarity among Multiple Communities. **Oikos**, v. 76, n. 1, p. 5, 1996.

- LEAL, C. G. et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 8, p. 1725–1745, 2016.
- LEITÃO, R. P. et al. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, n. February, p. 1–13, 2017.
- LEITE, G. F. M. et al. Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. **Hydrobiologia**, v. 762, n. 1, p. 223–238, 2015.
- LEONARD, P. B.; BALDWIN, R. F.; HANKS, R. D. Landscape-scale conservation design across biotic realms: Sequential integration of aquatic and terrestrial landscapes. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–12, 2017.
- LEPRIEUR, F. et al. Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 4, p. 325–334, 2011.
- LIGEIRO, R. et al. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological Indicators**, v. 25, p. 45–57, 2013.
- LOVEJOY, T. E. Protected areas: a prism for a changing world. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 6, p. 329–333, 2006.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 382 p; 1987.
- MACEDO, D. R. et al. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 6, p. 1001–1016, 2014.
- MACEDO, D. R. et al. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 132–141, 2016.
- MANTYKA-PRINGLE, C. S. et al. Understanding and predicting the combined effects of climate change and land-use change on freshwater macroinvertebrates and fish. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 3, p. 572–581, 2014.
- MANTYKA-PRINGLE, C. S. et al. Prioritizing management actions for the conservation of freshwater biodiversity under changing climate and land-cover. **Biological Conservation**, v. 197, p. 80–89, 2016.
- MATTHEWS, W. J. et al. Disturbance and trajectory of change in a stream fish community over four decades. **Oecologia**, v. 173, n. 3, p. 955–969, 2013.
- MAYOR, S. J. et al. Scaling disturbance instead of richness to better understand anthropogenic impacts on biodiversity. **PLoS ONE**, v. 10, n. 5, p. 1–19, 2015.

- MCGARVEY, D. J.; HUGHES, R. M. Longitudinal Zonation of Pacific Northwest (U.S.A.) Fish Assemblages and the Species-Discharge Relationship. *Copeia*, v. 2008, n. 2, p. 311–321, 2008.
- MEDEIROS, E. S. F.; MALTCHIK, L. Fish assemblage stability in an intermittently flowing stream from the Brazilian semiarid region. *Austral Ecology*, v. 26, n. 2, p. 156–164, 2001.
- MÉRIGOUX, S.; PONTON, D.; DE MÉRONA, B. Fish richness and species-habitat relationships in two coastal streams of French Guiana, South America. *Environmental Biology of Fishes*, v. 51, n. 1, p. 25–39, 1998.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington, DC, 2005.
- MINAS GERAIS, DIÁRIO DO EXECUTIVO - 02/09/1995 PÁG. 2 COL.1: **Declara de proteção ambiental as áreas de interesse ecológico situadas na bacia hidrográfica do rio pandeiros**. Lei nº 11901, de 01/09/1995
- MINAS GERAIS, DIÁRIO DO EXECUTIVO - 06/11/2004 PÁG. 4 COL. 1: **Cria o Refúgio Estadual de Vida Silvestre do rio Pandeiros no município de Janaúba**. Decreto 43910, de 05/11/2004.
- MINAS GERAIS, Deliberação Normativa COPAM Nº 147, de 30 de abril de 2010 **Aprova a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais**. Publicação, Diário do Executivo “Minas Gerais” – 04/05/2010.
- MINAS GERAIS **Lei 22919, DE 12/01/2018. Altera a Lei Nº 13.635 que declara o buriti de interesse comum e imune de corte e das outras providências**. Publicação - Minas Gerais Diário do Executivo - 13/01/2018 Pág. 4 Col. 1
- MONTGOMERY, D. Process Domains And The River Continuum. *Journal Of The American Water Resources Association*, v. 35, n. 2, p. 397–410, 1999.
- NEKOLA, J. C. C.; WHITE, P. S. S. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, v. 26, n. 4, p. 867–878, 1999.
- NUNES, Y. R. F. et al. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. *MG.Biota*, v. 2, n. 2, p. 4–17, 2009.
- OKSANEN, J., et al. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 3.4-3. <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>> , 2015.
- OLDEN, J. D. et al. Conservation biogeography of freshwater fishes: Recent progress and future challenges. *Diversity and Distributions*, v. 16, n. 3, p. 496–513, 2010.
- ONU Organização das Nações Unidas. Agenda 2030. 2015 Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>>. Acesso em: 2 março 2018.
- PECK; D.V., et al. Environmental monitoring and assessment program – surface waters western pilot study: field operations manual for wadeable streams. EPA 600/R-06/003. Washington,USA: U.S. **Environmental Protection Agency**. 2006.

- PITTOCK, J. et al. Managing freshwater, river, wetland and estuarine protected areas. In: Worboys, G. L.; Lockwood, M.; Kothari, A.; Feary, S.; Pulsford, I. (eds) Protected Area Governance and Management, pp. 569–608, ANU Press, Canberra, 2015.
- POOLE, G. C. Fluvial landscape ecology: Addressing uniqueness within the river discontinuum. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 4, p. 641–660, 2002.
- RESH, V. H. et al. The Role of Disturbance in Stream Ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, n. 4, p. 433–455, 1988.
- REVENGA, C. et al. **Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater Systems**. World Resources Institute Washington, DC, 2000 78p. Disponível em: <<http://www.wri.org/wr2000>>.
- ROWE, D. C.; PIERCE, C. L.; WILTON, T. F. Physical Habitat and Fish Assemblage Relationships with Landscape Variables at Multiple Spatial Scales in Wadeable Iowa Streams. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 29, n. 5, p. 1333–1351, 2009.
- SANTO, C.V.E. Estudo de caso 5 **O Parque Nacional Grande Sertão Veredas e o Mosaico Sertão Veredas – Peruaçu** In: Bensusan N. e Prates, A. P. A diversidade cabe na unidade? Áreas protegidas no Brasil. Brasília: IEB, 2014.
- SANTOS, U. et al. Fish fauna of the Pandeiros River, a region of environmental protection for fish species in Minas Gerais state, Brazil. **Check List**, v. 11, n. 1, 2015.
- SARMENTO-SOARES, L. M. et al. First record of genus *Imparfinis* from a northeastern coastal Brazilian river basin: *I. borodini* Mees & Cala, 1989 in Rio de Contas, Bahia. **Check List**, v. 12, n. 1, p. 2–6, 2016.
- SAUNDERS, D. L.; MEEUWIG, J. J.; VINCENT, A. C. J. Freshwater protected areas: Strategies for conservation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 1, p. 30–41, 2002.
- 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, 1982.
- SCHLOSSER, I. J. Stream fish ecology: a landscape perspective. **BioScience**, v. 41, n. 10, p. 704–712, 1991.
- SHELDON, A. L. Species Diversity and Longitudinal Succession in Stream Fishes. **Ecology**, v. 49, n. 2, p. 193–198, 1968.
- SOCOLAR, J. B. et al. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, n. 1, p. 67–80, 2016.
- SOININEN, J.; HEINO, J.; WANG, J. A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, n. 1, p. 96–109, 2018.
- SOININEN, J.; MCDONALD, R.; HILLEBRAND, H. The distance decay of similarity in ecological communities. **Ecography**, v. 30, n. 1, p. 3–12, 2007.

SÓLYMOS, P. **adipart**. <<https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>> 2008.

SOUZA, R. C. R. DE. **Investigating the Feasibility To Remove SHP Pandeiros : Lessons From Fish Fauna**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Lavras, 2017.

STEVENS, D. L.; OLSEN, A. R. Spatially Balanced Sampling of Natural Resources. **Journal of the American Statistical Association**, v. 99, n. 465, p. 262–278, 2004.

STRAGER, M. P.; ROSENBERGER, R. S. Incorporating stakeholder preferences for land conservation: Weights and measures in spatial MCA. **Ecological Economics**, v. 58, n. 1, p. 79–92, 2006.

STRAHLER. Quantitative classification of watershed geomorphology. **Transactions, American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 915–920, 1957.

TESHIMA, F. A. et al. High β -diversity maintains regional diversity in Brazilian tropical coastal stream fish assemblages. **Fisheries Management and Ecology**, v. 23, n. 6, p. 531–539, 2016.

THORP, J. H.; THOMS, M. C.; DELONG, M. D. The riverine ecosystem synthesis: Biocomplexity in river networks across space and time. **River Research and Applications**, v. 22, n. 2, p. 123–147, 2006.

TOMANOVA, S. et al. Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in neotropical streams: a test of the River Continuum Concept. **Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie**, v. 170, n. 3, p. 233–241, 2007.

TOWNSEND, C. R. The patch dynamics concept of stream community ecology. **Journal of North American Benthological Society**, v. 8, n. 1, p. 36–50, 1989.

VANNOTE, R. L. et al. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130–137, 1980.

VIEIRA, F.. Peixes. In: Drummond, G.M.; Martins, C.S.; Machado, A.B.M.; Sebaio, F.A. & Antonini, Y. (Org.). **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. 2a.ed.Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005, v. , p. 73-80.

VIEIRA, F. et al. **Peixes do Quadrilátero Ferrífero - Guia de Identificação**. Belo Horizonte, 2015.

VITORINO JÚNIOR, O. B. et al. Riverine networks constrain β -diversity patterns among fish assemblages in a large Neotropical river. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 10, p. 1733–1745, 2016.

VÖRÖSMARTY, C. J. et al. Global water resources: Vulnerability from climate change and population growth. **Science**, v. 289, n. 5477, p. 284–288, 2000.

VÖRÖSMARTY, C. J. et al. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v. 468, n. 7321, p. 334–334, 2010.

WANG, L.; SEELBACH, P.; HUGHES, R. Introduction to landscape influences on stream habitats and biological assemblages. In: **American Fisheries Society Symposium**, v. 48p. 1–23, 2006.

WARD, J. V. et al. Riverine landscape diversity. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 4, p. 517–539, 2002.

WARD, J. V. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 8, n. 1, p. 2–8, 1989.

WATERS, C. N. et al. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 137–148, 8 jan. 2016.

WHITE, P. S.; WALKER, J. L. Approximating Nature's Variation: Selecting and Using Reference Information in Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 338–349, 1997.

WHITTAKER, R. H. Evolution and Measurement of Species Diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2, p. 213–251, 1972.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1: número de indivíduos e de ocorrências (*uniques* e *duplicates*) das espécies raras encontradas nos trechos lóticos amostrados. Fonte: Do autor (2018).

Espécies	Número de indivíduos (n)	Uniques/Duplicates
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	2	2
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos 1944	1	1
<i>Bunocephalus hartti</i>	5	1
<i>Centromochlus bockmanni</i>	1	1
<i>Hoplosternum littorale</i>	3	1
<i>Imparfinis borodini</i>	6	1
<i>Leporinus marcgravii</i> Lütken 1875	2	1
<i>Myloplus cf. tiete</i>	1	1
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	2	2
<i>Poecilia reticulata</i>	2	2
<i>Pterygoplichthys etentaculatus</i> (Spix & Agassiz 1829)	1	1
<i>Rhamdiopsis microcephala</i>	3	1
<i>Rineloricaria</i> sp.	1	1
<i>Schizodon knerii</i> (Steindachner 1875)	1	1
<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken 1875	1	1

Tabela S2: Valores da partição da diversidade regional. O cálculo das diversidades foi feito através de 99 simulações para a diversidade entre trechos da mesma ordem (β_1) e 999 simulações para a diversidade entre ordens (β_2). Códigos de significância (valor de p): ‘****’ 0,001; ‘***’ 0,01; ‘**’ 0,05; ‘*’ 0,1; ‘.’ 1. Fonte: Do autor (2018).

Escala espacial	3ª ordem	4ª ordem	5ª ordem	Bacia
α_1	13,3 *	14,4 *	25,8 *	17,3 **
β_1	18,7 *	19,6 *	28,2 *	32,0 .
α_2				49,3 **
β_2				9,7 **
γ	32,0	34,0	54,0	59,0

Tabela S3: Valores da decomposição das diversidades β para cada ordem e entre todos os trechos amostrais. Fonte: Do autor (2018).

Partição de β	3ª ordem	4ª ordem	5ª ordem	Bacia
Substituição β_{JTU}	0,82	0,80	0,74	0,91
Aninhamento β_{JNE}	0,05	0,06	0,08	0,04
Total β_{JAC}	0,87	0,86	0,82	0,95

Tabela S4: avaliação da condição ambiental dos trechos lóticos amostrados através do MMI_1 , nas categorias Menos Impactado (- Impact), Intermediário (Interm) e Mais Impactado (+ Impact). A pontuação final corresponde à média das pontuações de cada métrica. São elas % de espécies comuns (%spcomuns), % de indivíduos da ordem dos Characiformes (%Ch), % de indivíduos da família Loricariidae (%Lor), % espécies invertívoras (%spinvert) e % de indivíduos da espécie *Poecilia reticulata* (%Poecilia). Fonte: Do autor (2018).

Trecho Amostral	Ordem	%spcomuns	%Poecilia	%Ch	%Lor	%spinvert	Pontuação final	Condição ambiental
PMS-005	3a	6	10	6	1	6	5,8	Interm
PMS-029	3a	6	10	6	0	6	5,6	+ Impact
PMS-044	3a	6	10	7	0	10	6,6	- Impact
PMS-049	3a	6	10	4	1	0	4,2	+ Impact
PMS-055	3a	6	10	9	0	8	6,6	- Impact
PMS-057	3a	6	10	4	1	7	5,6	+ Impact
PMS-077	3a	6	10	9	0	10	7	- Impact
PMS-1226	3a	6	1	6	2	7	4,4	+ Impact
PMS-135	3a	6	10	8	1	8	6,6	- Impact
PMS-138	3a	6	10	5	1	7	5,8	Interm
PMS-151	3a	6	10	3	10	4	6,6	- Impact
PMS-182	3a	6	10	4	4	6	6	Interm
PMS-202	3a	6	10	3	6	6	6,2	Interm
PMS-391	3a	6	10	4	1	6	5,4	+ Impact
PMS-462	3a	6	1	9	0	9	5	+ Impact
PMS-090	4a	6	10	9	0	8	6,6	- Impact
PMS-134	4a	6	10	9	0	8	6,6	- Impact
PMS-150	4a	6	10	5	2	7	6	Interm
PMS-175	4a	6	10	3	10	2	6,2	Interm
PMS-190	4a	10	10	7	0	9	7,2	- Impact
PMS-215	4a	6	10	5	3	7	6,2	Interm
PMS-222	4a	10	10	8	0	8	7,2	- Impact
PMS-245	4a	6	10	3	2	7	5,6	+ Impact
PMS-267	4a	6	10	10	0	7	6,6	- Impact
PMS-289	4a	6	10	3	2	3	4,8	+ Impact
PMS-299	4a	6	10	4	1	9	6	Interm
PMS-006	5a	5	10	5	3	4	5,4	+ Impact
PMS-036	5a	6	10	5	3	7	6,2	Interm
PMS-086	5a	6	10	4	3	4	5,4	+ Impact
PMS-096	5a	6	10	9	0	8	6,6	- Impact
PMS-114	5a	5	10	5	2	5	5,4	+ Impact
PMS-128	5a	10	10	8	1	7	7,2	- Impact
PMS-1581	5a	6	10	10	0	9	7	- Impact
PMS-240	5a	6	10	7	0	8	6,2	Interm
PMS-256	5a	6	10	7	1	8	6,4	Interm
PMS-439	5a	5	10	6	1	7	5,8	Interm
PMS-534	5a	6	10	6	0	8	6	Interm

Tabela S5: Valores calculados para a pontuação das métricas do MMI₁. Fonte: Do autor (2018).

Trechos amostrados	%spcomuns	%Poecilia	%Ch	%Lor	%spinvert
PMS-005	-98,0769	-100,00	80,06	57,42	58,90
PMS-006	-84,6154	-100,00	65,80	75,89	51,03
PMS-029	-94,2308	-100,00	81,46	6,60	58,05
PMS-036	-96,1538	-100,00	73,05	78,56	64,13
PMS-044	-92,3077	-100,00	87,34	23,38	100,00
PMS-049	-92,3077	-100,00	60,31	51,70	23,78
PMS-055	-90,3846	-100,00	98,55	31,17	77,75
PMS-057	-98,0769	-100,00	52,81	52,11	65,00
PMS-077	-90,3846	-100,00	99,66	30,42	100,23
PMS-086	-88,4615	-100,00	59,60	75,84	50,56
PMS-090	-98,0769	-100,00	98,73	25,89	79,55
PMS-096	-90,3846	-100,00	98,98	32,82	86,16
PMS-114	-82,6923	-100,00	68,66	71,99	53,71
PMS-1226	-90,3846	-99,55	79,10	65,39	67,78
PMS-128	-100	-100,00	92,28	44,86	71,31
PMS-134	-92,3077	-100,00	99,25	35,94	84,67
PMS-135	-98,0769	-100,00	93,19	51,09	75,53
PMS-138	-96,1538	-100,00	70,41	59,56	69,01
PMS-150	-94,2308	-100,00	71,32	73,80	66,41
PMS-151	-94,2308	-100,00	43,35	100,00	50,30
PMS-1581	-98,0769	-100,00	114,96	16,81	97,14
PMS-175	-90,3846	-100,00	44,01	112,94	37,04
PMS-182	-94,2308	-100,00	59,73	88,62	58,75
PMS-190	-100	-100,00	85,82	21,71	90,28
PMS-202	-96,1538	-100,00	40,97	96,26	58,11
PMS-215	-96,1538	-100,00	71,75	80,92	65,42
PMS-222	-101,923	-100,00	97,66	0,85	84,64
PMS-240	-94,2308	-100,00	88,47	41,51	82,46
PMS-245	-96,1538	-100,00	35,65	63,28	65,00
PMS-256	-92,3077	-100,00	85,76	54,86	77,53
PMS-267	-94,2308	-100,00	100,00	17,51	70,91
PMS-289	-90,3846	-100,00	45,08	72,63	48,74
PMS-299	-86,5385	-100,00	63,97	44,13	90,59
PMS-391	-90,3846	-100,00	64,09	59,63	61,94
PMS-439	-84,6154	-100,00	83,09	59,16	68,63
PMS-462	-98,0769	-99,57	99,88	0,00	90,54
PMS-534	-94,2308	-100,00	81,58	19,07	75,79