



SILVIA SOLEDAD VALENZUELA REYNA

**ASPECTOS ECOLÓGICOS DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS
DE UM SISTEMA DE VEREDAS**

LAVRAS-MG

2018

SILVIA SOLEDAD VALENZUELA REYNA

**ASPECTOS ECOLÓGICOS DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS
DE UM SISTEMA DE VEREDAS**

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

Orientador
Prof. Dr. Paulo Dos Santos Pompeu

**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).**

Reyna, Silvia Soledad Valenzuela.

Aspectos ecológicos da ictiofauna de riachos de um sistema de
veredas / Silvia Soledad Valenzuela Reyna. - 2018.

99 p. : il.

Orientador(a): Paulo Dos Santos Pompeu.

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

Bibliografia.

1. Riachos de vereda. 2. Ecologia trófica. 3. Fontes de energia.
I. Pompeu, Paulo Dos Santos. . II. Título.

SILVIA SOLEDAD VALENZUELA REYNA

**ASPECTOS ECOLÓGICOS DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DE UM
SISTEMA DE VEREDAS**

**ECOLOGICAL ASPECTS OF ICHTHYOFAUNA OF A SYSTEM OF
VEREDA'S STREAMS**

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

APROVADA em 21 de março de 2018.

Prof. Dra. Alessandra Angélica de Pádua Bueno UFLA

Prof^a. Dr. Rafael Pereira Leitão UFMG

Prof. Dr. Paulo Dos Santos Pompeu

Orientador

LAVRAS – MG

2018

A mis ángeles de la guarda, mis queridos abuelitos Julia y Pablo (in memoriam), el ejemplo que me dieron es lo que me impulsa a seguir. Son mi fortaleza, mi inspiración, nunca terminaré de agradecerle a la vida por ustedes dos.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao chegar até aqui, na fase final do mestrado, eu só quero agradecer pelas infinitas oportunidades recebidas, pelo aprendizado, pelos novos amigos e por todos os desafiadores projetos que estão na frente. Mas não teria chegado até aqui, sem ajuda de muitas pessoas e neste espaço tentarei expressar o meu reconhecimento a todos os que contribuíram em minha formação e me acompanharam nesta caminhada.

Ao meu orientador, Paulo Pompeu, que teve a coragem de me acolher como orientada ainda sem me conhecer, obrigada por ter me recebido em seu laboratório, que mais que laboratório é uma grande família. Pela confiança depositada e extrema paciência ao tirar minhas dúvidas sempre que precisei. Agradeço por confiar em mim, pela liberdade concedida e pela grande amizade. Mas, agradeço especialmente por me ensinar a amar ainda mais os peixes, por me mostrar um mundo ictiológico novo e me dar conta que em meu país temos muito trabalho que fazer com os peixes e nos rios.

Agradeço a todas as pessoas que possibilitaram as coletas de campo. A Gabi, Isabella, Kelly e Rafael, que participaram do reconhecimento, aprendi muito com vocês nessa viagem a Pandeiros, obrigada pela amizade e lindos momentos procurando os riachos. As pessoas que participaram na amostragem: Debora, Aline, Yuri, Paty, Marina e Jota da UFLA e pessoal da UFMG: Isabella, Marden, Kelly, Luiza, Katiane, Juliana e Cacá, pelas inúmeras coisas que passamos em campo e por fazer o trabalho tão divertido e mais leve.

Às pupilas que ajudaram-me na triagem dos peixes no laboratório: Tayná, Marina R, e a Nina, por ter tabulado todos os protocolos. Obrigada pelo companheirismo, amizade e excelente trabalho, vocês fizeram meus dias de laboratório mais divertido. Também a Adrii, quem fez o tempo voar com suas histórias e risadas na triagem, obrigada por sua linda companhia.

Agradeço a todos os pupilos de Pompeu, por me acolherem tão bem desde o primer dia no laboratório, aprendi muito com cada um de vocês, cada um com seu dom especial, obrigada por fazer meus dias no laboratório mais lindos. Em especial agradeço ao Jota que compartilho a carga das disciplinas e a ansiedade de acabar a dissertação, obrigada pela discussões, risadas e trocas de ideias e sobre tudo pela amizade.

Aos muitos conselheiros científicos que tive: Raquel, Chico, Cecilia Gontijo, Rodrigo e Rafael, vocês colaboraram muito para melhorar esse trabalho e com certeza também na minha formação. À professora Carla Ribas pelas dicas para escrever o artigo.

A minha *rommie*, Tamires por compartilhar gratos momentos em casa, pela paciência e carinho. A minha linda família latina em Lavras, em especial a Mayra, Richard, Sofi, Jessy, Day, Nancy e Max, obrigada pela forcinha sempre que precisei, por fazer que me apaixone por seus países, fazer me experimentar novas comidas, adorar meu país (Peru) tanto como eu e sobre tudo pela amizade que conservarei sempre.

Aos colegas do programa de Pós-Graduação em Ecologia, pelo companheirismo, trocas de ideias e amizade, por sempre estar presentes para dar aquela forcinha nas disciplinas e discussões ecológicas. A Loris, Rute, Mateus, Fernanda, Flavinho e a Dani por fazer meus dias em Lavras mais lindos. A Rafaela Guimaraes por sua ajuda e sugestões na elaboração do Mapa.

A minha maravilhosa família, a minha avó Julia, meu melhor presente da vida, por ser minha inspiração e força, por ser uma das ausências mais presentes em minha vida, ao meu avô

Pablo obrigada por acreditar em mim sempre! Você me impulsou a voar. Ao meu pai pelo carinho e por apoiar minha decisão de ser bióloga ainda sem saber em que ia trabalhar rsrs. Minhas duas mães, Rosa e Nelly por preocupar-se sempre por mim, ainda de longe sempre presentes, meu tio Dante por seu carinho e apoio incondicional, a minha encantadora prima Susi por ser minha parceira e sempre cuidar de mim, enfim, a todos os “Valenzuelas”, que suportaram minhas ausências e torceram por mim sempre. Ao Diego, por acompanhar-me nesses dois anos ainda de longe, obrigada pelo carinho e companheirismo e por acreditar em mim.

Aos meus amigos de sempre, que ainda de longe nunca deixaram de torcer por mim, Anali, Ana, Jessica, Fiorela, Nicol, Maricel, Junior e Jefry. Ao professor Hernán por seus valiosos conselhos de ictiologia e de vida, por levar-me a pescar no curso de hidrobiologia onde comecei a amar os peixes e os rios.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA), em especial o departamento de Ecologia Aplicada pela oportunidade concedida para realização do Mestrado, por toda infraestrutura e apoio técnico e aos professores do PPGECO por toda a formação acadêmica e ensinamentos de vida. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa do Mestrado. À CEMIG pelo financiamento do projeto.

Aos membros da banca examinadora, os professores Alessandra Bueno e Rafael Leitão pela enorme contribuição e valiosas sugestões.

As prezadas funcionárias da Ecologia e do DRI, a Ellen e a Joyci, pela valiosa ajuda e solucionar meus problemas sempre com um doce sorriso.

Por fim agradeço a os bichinhos objetos de meu estudo, “os pececitos”, ainda temos muito trabalho por fazer juntos!

Muito obrigada!



“O correr da vida embrulha tudo. A vida é assim: esquenta e esfria, aperta e daí afrouxa, sossega e depois desinquieta. O que ela quer da gente é coragem”(Guimarães Rosa).

RESUMO

As veredas são sistemas armazenadores de água que abastecem os riachos no Cerrado. Estudos das comunidades aquáticas nestes ambientes são limitados. Nesse sentido, esta dissertação teve como objetivo principal avaliar aspectos ecológicos da comunidade de peixes em riachos inseridos num sistema de veredas da Área de Proteção Ambiental do rio Pandeiros (APA-Pandeiros), assim como determinar relações entre a comunidade íctica e os componentes do hábitat. No primer artigo, foram avaliadas (i) a estrutura trófica e morfológica da assembleia de peixes, (ii) a existência de correlação entre a morfologia dos peixes e o tipo de exploração dos recursos alimentares e (iii) adicionalmente foi avaliado se espécies com grande variação morfológica apresentam também maior variação na dieta. Dessa maneira, foi amostrada a ictiofauna e o hábitat físico de 25 pontos em riachos localizados dentro da APA-Pandeiros. Se registraram 3665 peixes pertencentes a 33 espécies. Sendo utilizadas nas análises de dieta e morfologia, 812 indivíduos pertencentes a 29 espécies. Os resultados mostram que a ictiofauna estudada se encontra estruturada em quatro guildas tróficas (onívora, detritívora, insetívora e piscívora), com predomínio de insetos aquáticos na dieta. Além disso, as espécies foram agrupadas em três padrões morfológicos relacionados ao tipo de alimentação e posição na coluna da água e foi confirmada relações significativas ($R^2 = 0,38$, $P < 0,05$) entre a dieta e a morfologia dos peixes. Foi observado que espécies que mais variam sua alimentação são as que apresentam maior variação morfológica ($r = 0,42$; $p < 0,05$). É discutido como o ambiente pode estar influenciando as características tróficas e morfológicas da comunidade de peixes e conclui-se que a comunidade avaliada apresenta um interessante padrão trófico e morfológico influenciado pelo meio ambiente. No segundo artigo foi determinada a fonte principal de carbono que sustenta a ictiofauna nos riachos de veredas, também foram definidas as características ambientais que mais influenciam na entrada de recursos ao sistema aquático. Em base aos resultados da análise do conteúdo estomacal foi definida a contribuição percentual das categorias alimentares segundo sua origem (alóctones, autóctones, detritos e peixes), determinando-se qual fonte de carbono sustenta a comunidade de peixes. Foi utilizado o modelo de regressão linear baseado na distância (DistLM) para determinar as variáveis que influenciaram o tipo de alimentação. Conclui-se que os recursos de origem autóctone representam a fonte principal de matéria orgânica que sustenta a comunidade de peixes. Variáveis ambientais relacionadas com o aporte da cobertura vegetal ripária ao leito, tipo de fluxo, abrigo para peixes e substrato, explicaram quase que na totalidade (93%) a alimentação dos peixes estudadas no sistema aquático. As características do ambiente influenciam a predominância de itens autóctones na dieta e ressalta-se a importância da vegetação ripária, que indiretamente sustenta a macrobentofauna encontrada e dos quais os peixes dependem para sua alimentação. O presente trabalho contribui no conhecimento de aspectos ecológicos da ictiofauna de riachos tropicais. Finalmente, recomendamos ações de preservação das veredas, zonas ripárias e microhabitats dos ambientes avaliados para garantir o suporte de recursos para os ambientes aquáticos da área estudada.

Palavras-chave: Ictiofauna. Riachos de vereda. Ecologia trófica. Morfologia. Cerrado. Rio Pandeiros. Fontes de energia.

ABSTRACT

“Veredas” are water storage systems, important for the maintenance of streams in the Brazilian savanna, the Cerrado, where researches about aquatic communities are limited. This study had as main objective evaluate ecological aspects of fish community in streams from a system of “veredas” in the Environmental Protection Area of Pandeiros River (APA-Pandeiros), as well as to determine relations between the fish community and the components of the habitat. In the first article, we evaluated (i) the trophic and morphological structure of the fish assemblage, (ii) the existence of a correlation between fish morphology and the kind of exploration of food resources, and (iii) additionally, was evaluated if species with great morphological variation also presented greater variation in the diet. In this way, the ichthyofauna and the physical habitat of 25 points were sampled. In total, there were 3665 fish, belonging to 33 species. Some of them (812 individuals belonging to 29 species) were used in the analysis of diet and morphology. The results show that the ichthyofauna studied is structured in four trophic guilds (omnivorous, detritivorous, insectivorous and piscivorous). In addition, the species were clustered into three morphological patterns related to the type of feed and position in the water column. Significant relationships ($R^2=0.38$, $p < 0.05$) between diet and fish morphology were confirmed. Besides, a significant relationship ($r=0.42$, $p < 0.05$) was observed between feeding variation and morphological variation between evaluated points, which could indicating that morphologically more varied species are those with greater variation in diet. It’s discussed how the environment may be influencing the trophic and morphological characteristics and it is concluded that the evaluated community showed an interesting trophic and morphological pattern influenced by environmental factors. In the second article, the main source of carbon that supports the ichthyofauna in the streams of veredas was determined, the environmental characteristics that influenced the entry of resources to the aquatic system were also defined. Based on the results of the analysis of the stomach contents, the percentage contribution of the food categories, according to their origin (allochthones, autochthonous, debris and fish), this study determined which carbon source supports the fish community. The linear regression model based on distance (DistLM) was used to determine the variables that influenced the kind of feed. It’s concluded autochthones resources represented the main source of organic matter that sustains the fish community. Environmental variables related to the contribution of the riparian vegetation cover, flow type, shelter for fish and substrate, explained almost completely the feeding of the fish studied in the aquatic ecosystem. The characteristics of the environment could influence the predominance of autochthonous items in the diet and the importance of riparian vegetation, which indirectly support the macrobenthos. The present study contributes to the knowledge of ecological aspects of the ichthyofauna of tropical streams. Finally, we recommend actions to preserve the riparian zones of “veredas” and microhabitats of the evaluated environments to guarantee the support of resources for the aquatic environments of the studied area.

Keywords: Ichthyofauna. Vereda’s streams. Trophic ecology. Morphology. Cerrado. Pandeiros river. Energy source.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	12
1 INTRODUÇÃO GERAL	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1.Cerrado	14
2.2.Caatinga	15
2.3.Área de Proteção Ambiental Pandeiros (APA-Pandeiros)	16
2.4.Veredas	17
3 CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	18
REFERÊNCIAS	20
SEGUNDA PARTE –ARTIGOS	24
ARTIGO 1	25
ALIMENTAÇÃO E RELAÇÕES MORFOLÓGICAS DOS PEIXES DE RIACHOS DE UM SISTEMA DE VEREDAS NO CERRADO BRASILEIRO	25
1 INTRODUÇÃO.....	28
2 MATERIAIS E METODOS.....	29
2.1.Área de estudo	29
2.2.Coleta e identificação de peixes	30
2.3.Análise do conteúdo estomacal	31
2.4.Morfologia	31
2.5.Análise dos dados	33
3 RESULTADOS	35
4 DISCUSSÃO	45
5 CONCLUSÃO.....	48
REFERÊNCIAS	50
ANEXO	57
ARTIGO 2	59
FONTES DE ENERGIA E INFLUÊNCIA DO HÁBITAT NA ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE PEIXES DE RIACHOS DE UM SISTEMA DE VEREDAS	59
1 INTRODUÇÃO.....	62
2 MATERIAIS E METODOS.....	63
2.1.Área de estudo	63
2.2.Medida das variáveis do hábitat físico	64
2.3.Coleta e identificação de peixes	66
2.4.Análise conteúdo estomacal	66
2.5.Análise dos dados	67
2.5.1 Dieta	67
2.5.2.Variáveis do hábitat físico	67

3 RESULTADOS	69
3.1 Dieta	69
3.2.Variáveis do hábitat físico	75
4 DISCUSSÃO	75
5 CONCLUSÃO	78
REFERÊNCIAS	79
ANEXO	86

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

A zona de transição entre os biomas Cerrado e Caatinga exibe características particulares com uma grande heterogeneidade espacial e ambiental que sustenta a ocorrência de uma grande diversidade biológica (MENDONÇA et al., 2008; PEIXOTO et al., 2016). A bacia do rio Pandeiros, importante afluente da margem esquerda do rio São Francisco (MMA, 2017), está localizado na zona de transição desses biomas (NUNES et al., 2009). A bacia compreende a Área de Proteção Ambiental do rio Pandeiros (APA-Pandeiros), que foi estabelecida para proteção da diversidade biológica presente nas lagoas marginais, córregos, cachoeiras, veredas e pântano (AZEVEDO et al., 2009; NUNES et al., 2009). Embora a área seja protegida, várias ameaças antrópicas exercem influência sobre a APA-Pandeiros (FONSECA et al., 2008).

As águas do rio Pandeiros e seus afluentes são abastecidos por numerosos sistemas de veredas. As veredas são formações vegetais do Cerrado (EITEN, 1994), associadas a solos hidromórficos, com importância singular para a manutenção hídrica e da diversidade biológica (FAGUNDES; FERREIRA, 2016). São responsáveis pela recarga de aquíferos (ALENCAR-SILVA; MAILLARD, 2007; COSTA-MILANEZ et al., 2014), e são consideradas de grande importância hidrológica, social e econômica. Apesar da relevância, as veredas são exploradas para vários fins. Especificamente na APA-Pandeiros a maior parte da degradação ambiental das veredas é originada pela transformação das áreas alagadas em terras de cultura agrícola e pelo uso frequente de fogo para o desmatamento (ALENCAR-SILVA; MAILLARD, 2007), que estão ocasionando a diminuição no volume de água e assoreamento dos sistemas aquáticos (NEVES, 2011). Apesar do importante significado para o Cerrado, as veredas são insuficientemente conhecidas (RAMOS; HARIDASAN; ARAÚJO, 2014), sendo particularmente escassas informações das comunidades aquáticas de riachos que são sustentadas por veredas.

A ictiofauna associada a riachos é peculiar sendo caracterizada por espécies de pequeno porte (CASTRO, 1999) e com aspectos ecológicos diferentes dos peixes dos rios de maior dimensão. Na área avaliada, a ictiofauna do rio Pandeiros foi amplamente estudada (GODINHO, 1986; ALVES; LEAL, 2010; SANTOS et al., 2015), mas o conhecimento da ictiofauna dos riachos tributários ainda é limitado.

Uma das principais dificuldades encontradas para caracterizar um ambiente é a falta de conhecimento dos aspectos básicos das comunidades que o habitam. Considerando a importância das veredas na provisão dos riachos, a falta de conhecimento da ictiofauna desses

riachos e a degradação ambiental que enfrentam, o principal objetivo deste trabalho foi gerar informação sobre a estrutura da comunidade de peixes e os aspectos ecológicos das espécies. Determinamos ainda as características ambientais nas que estão sujeitas as comunidades aquáticas, sendo informações desse tipo importantes para direcionar ações de manejo dos recursos aquáticos e recuperação de áreas degradadas (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005).

Nesse sentido, no intuito de ampliar esses conhecimentos, o presente trabalho procurou identificar alguns dos principais padrões ecológicos envolvidos na estruturação da assembleia de peixes (ecologia trófica, relações morfológicas e relações da comunidade de peixes com o meio físico) em riachos influenciados por um sistema de veredas na bacia do rio Pandeiros. Dessa forma, a dissertação está estruturada no formato de dois artigos. No primeiro, avaliamos padrões de segregação trófica e morfológica da assembleia de peixes e identificamos os recursos alimentares mais utilizados. Além disso, avaliamos os padrões morfológicos, procurando entender por meio das correlações entre a morfologia e a dieta, os possíveis mecanismos morfológicos responsáveis pela utilização dos recursos alimentares pelas espécies. No segundo artigo, determinamos a fonte principal de carbono que sustenta a ictiofauna nos riachos influenciados por veredas e verificamos quais características ambientais mais contribuíram para a entrada de recursos ao sistema aquático.

A presente dissertação forma parte do projeto intitulado “Desenvolvimento de Índices de Integridade Biótica para a Bacia do rio Pandeiros”, projeto desenvolvido em parceria com a CEMIG.

2 REFERENCIAL TEORICO

2.1 Cerrado

O bioma do Cerrado é a maior região de savana tropical da América do Sul, ocupa cerca do 24% do território brasileiro (MMA, 2009). Abrange os estados de Goiás, Tocantins, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Bahia, Maranhão, Piauí, Rondônia, Paraná, São Paulo e Distrito Federal, além de zonas no Amapá, Roraima e Amazonas (MMA, 2018).

O Cerrado compreende um mosaico de diferentes tipos de fitofisionomias, como formações florestais (mata ciliar, mata de galeria, mata seca e cerradão), formações campestres (campo limpo, campo sujo e campo rupestre) e formações savânicas (cerrado denso, típico e ralo, vereda e cerrado rupestre) (RIBEIRO; WALTER, 1998). Essa diversidade de

fitofisionomias é resultante da diversidade de solos, da topografia e de climas que ocorrem no Brasil Central. Além disso, neste bioma estão localizadas uma série de nascentes que abastecem às três maiores bacias hidrográficas da América do Sul (Amazônica/Tocantins, São Francisco e Prata), fato que ressalta seu elevado potencial aquífero (OLIVEIRA-FILHO; LIMA, 2002, MMA, 2018).

O Cerrado é considerado um dos *hotspots* para a conservação da biodiversidade mundial (MYERS et al., 2000), uma vez que possui um grande número de espécies e altas taxas de endemismo (MENDONÇA et al. 1998). Possui a mais rica flora dentre as savanas do mundo (>7.000 espécies), com alto nível de endemismo, sendo igualmente grande a riqueza de espécies de aves, peixes, répteis, anfíbios e insetos (KLINK et al., 2005).

Apesar de abrigar alta biodiversidade, o Cerrado já foi amplamente devastado. Atualmente, apresenta menos do 20% de sua área original (MYERS et al., 2000), sendo a maior parte de sua área desmatada ou transformada pela ação humana (MACHADO et al., 2004). Entre as principais ameaças se encontram a expansão da agricultura e pecuária, que contribuem para aceleração do processo de degradação e perda do hábitat, resultando em um desaparecimento dos ecossistemas naturais e na formação de uma paisagem mais homogênea (SANTOS et al., 2010). As transformações ocorridas no Cerrado trouxeram grandes danos ambientais como fragmentação e degradação de hábitats, extinção da biodiversidade, erosão dos solos, poluição de aquíferos e possivelmente modificações climáticas regionais (KLINK et al., 2005). Porém apesar da sua grande importância biológica e da forte degradação ambiental na que está exposta, atualmente o Cerrado apresenta só 8,21% de seu território legalmente protegido por unidades de conservação (MMA, 2018).

2.2 Caatinga

O Bioma Caatinga ocorre exclusivamente no Brasil, sendo sua área principal localizada na Região Nordeste, englobando os estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Piauí e Sergipe, ocorrendo também em um pequeno trecho da Região Sudeste (norte do Estado de Minas Gerais) (LEAL et al., 2005; MMA, 2017). O bioma abrange uma área de aproximadamente 844.453 km², o que corresponde a 11% do território nacional onde domina o clima semiárido (SILVA et al., 2004).

Caracterizada por um sistema de precipitação irregular, a Caatinga enfrenta secas severas periódicas (KROL et al., 2001). A precipitação média anual varia entre 240 e 1 500 mm, porém a maioria das regiões recebe menos de 750 mm precipitação/ano (PRADO, 2003).

Caatinga é nome indígena e significa mata clara e aberta (PRADO, 2003). A paisagem apresenta grande heterogeneidade da flora e de fitofisionomias vegetais (RODAL; MARTINS; SAMPAIO, 2008) e essa diversidade de fitofisionomias é influenciada pelo clima quente e muito seco e pela baixa disponibilidade hídrica.

Apesar da severidade climática, a Caatinga apresenta alta biodiversidade de espécies, elevado número de espécies raras e endêmicas e diversas paisagens vegetacionais, principalmente nas terras mais baixas (GIULIETTI et al., 2004). Porém, o bioma é classificado como o terceiro mais degradado do Brasil, sendo as principais ameaças a pecuária, caprinocultura e agricultura (LEAL et al., 2005). Estima-se que 80% da vegetação está completamente modificada, devido ao extrativismo e a agropecuária (ARAÚJO FILHO, 1996). As características singulares e ainda pouco conhecidas da Caatinga, bem como a fragilidade, não têm se refletido na sua proteção, sendo que apenas 8,4% de seu território é protegido em unidades de conservação federais e estaduais, sendo o bioma que possui o menor número e a menor extensão de áreas protegidas dentre os biomas brasileiros (LEAL et al., 2005; MMA, 2017).

2.3 Área de Proteção Ambiental Pandeiros (APA-Pandeiros)

A bacia do rio Pandeiros integra duas áreas de conservação: a Área de Proteção (APA-Pandeiros), que abrange a maior parte da bacia, enquanto em seu baixo curso está protegido pelo Refúgio Estadual da Vida Silvestre (REVS), uma Unidade de Conservação de proteção integral de aproximadamente 6 mil hectares (BETHONICO, 2009).

A APA do Rio Pandeiros, foi criada pela Lei 11.901 de 01/09/1995 (IEF, 2018), e foi estabelecida com o objetivo de proteger a diversidade biológica presente nas lagoas marginais, córregos, cachoeiras, veredas e no único pântano do estado (AZEVEDO et al., 2009; NUNES et al., 2009). A APA Pandeiros com 396.060 hectares, abrange toda a bacia hidrográfica do rio Pandeiros, incluindo os municípios de Januária, Bonito de Minas e Cônego Marinho (IEF, 2018). É a maior Unidade de Conservação de uso sustentável de Minas Gerais (NUNES et al., 2009). A APA apresenta várias fitofisionomias, como o Cerrado Sentido Estrito, a Floresta Estacional Decidual (Mata Seca), as matas ciliares, as áreas de planícies alagáveis e as veredas (AZEVEDO et al., 2009). As águas do rio Pandeiros e de seus afluentes, são sustentadas por inúmeras e extensas veredas, que são consideradas como refúgio e corredor natural da fauna e da flora (NUNES et al., 2009).

O clima é caracterizado como tropical úmido com estações secas e chuvosas bem definidas (ANTUNES, 1994), com amplitude térmica média anual variando entre os 21 e 24°C e precipitação média anual em torno dos 1.057,4 mm (INMET, 2016). Os meses de maior pluviosidade, de outubro a março, totalizam 91% da precipitação total, enquanto os meses mais secos estão compreendidos entre abril e setembro (BETHONICO, 2009). As atividades principais são a agricultura e pecuária, geralmente de subsistência, que estão distribuídas ao longo da bacia.

Os principais problemas ambientais que enfrenta a APA-Pandeiros são erosão, assoreamento e a diminuição da vazão do rio Pandeiros que estão ligados às atividades antrópicas que incluem: desmatamento, queimadas, plantio de eucalipto (reflorestamento), agropecuária, agricultura de subsistência, carvoejamento, compactação do solo, entre outros (NUNES et al., 2009). Segundo IEF (2006), em cinco anos, 63 subafluentes do rio Pandeiros secaram.

2.4 Veredas

Dentre as diferentes fitofisionomias que compõem a paisagem do Cerrado, as veredas constituem um importante subsistema representativo desse bioma. As veredas são formações vegetais ribeirinhas do Cerrado (EITEN, 1994), associadas a solos hidromórficos, com importância singular para a manutenção hídrica e da diversidade biológica (FAGUNDES; FERREIRA, 2016). Segundo Nunes et al. (2009), as veredas são áreas de exsudação do lençol freático (nascentes). Entanto que apresentam uma vegetação hidrofílica, caracterizadas pela presença de *Mauritia flexuosa* (buritis), e várias espécies arbustivas e herbáceas (OLIVEIRA; MARQUIS, 2002). A distribuição geográfica das veredas, no domínio dos cerrados, abrange as bacias dos rios Paranaíba, São Francisco e Grande, compreendendo as regiões do Triângulo Mineiro, Alto Paranaíba, Alto São Francisco e Paracatu (CARVALHO, 1991).

As veredas têm uma grande importância ambiental, especialmente na região norte de Minas Gerais (NEVES, 2011). Na estação seca, elas representam as únicas fontes de água, comida e abrigo para as espécies associadas e para as comunidades rurais próximas (ALENCAR-SILVA; MAILLARD, 2011). Constituem além um sistema armazenador de água importante para a perenização dos córregos e rios (LIMA; SILVEIRA, 1991). Servem ainda como refúgio para a fauna terrestre e aquática do Cerrado, contribuindo para a manutenção da biodiversidade. As veredas também funcionam como um filtro, removendo poluentes e insumos agrícolas (MOSS, 2012). Além da importância ecológica e hidrológica das veredas, pode-se

destacar o seu valor paisagístico, e social exercido pelas pequenas comunidades de agricultores que exploram a palmeira buriti, para diversas finalidades (FONSECA; SILVA, 1998). Porém, as veredas são sensíveis às alterações ambientais e apresentam pouca capacidade regenerativa quando perturbadas (baixa resiliência) (CARVALHO, 1991).

Devido à importância deste ecossistema, e por tratar-se de um ambiente sensível a alterações (BOAVENTURA, 1988), as veredas foram reconhecidas como Áreas de Preservação Permanente (APP) pelas Leis Estaduais brasileiras (BRASIL, 1992; MINAS GERAIS, 1988). Assim, a drenagem, o desmatamento, o uso do fogo, a caça, a pesca, as atividades agrícolas e industriais, os assentamentos e outras formas de atividades humanas, que podem causar instabilidade ao ecossistema são proibidas em veredas (MINAS GERAIS, 1988).

Apesar da proteção, as veredas ainda são exploradas para vários fins como: pecuária, agricultura, carvão e lenha, mineração, drenagem da água, dentre outros, que geram grandes problemas ambientais como assoreamento, diminuição do volume hídrico, erosão, que ao final propiciam a perda irreparável de sua beleza e biodiversidade (BOAVENTURA, 2007; GUIMARÃES, 2001; GUIMARÃES; ARAÚJO; CORRÊA, 2002). Outro fator de degradação são as queimadas, onde áreas de veredas são desmatadas para implantação de áreas de pastagens e agricultura (BAHIA et al., 2009). De acordo com Neves (2011), algumas veredas na APA-Pandeiros, no norte do estado de Minas Gerais, apresentaram uma perda de 50 a 99% de sua cobertura florestal para plantações de arroz e eucalipto, além de ter fluxo comprometido pela intensa drenagem da área.

Apesar do importante significado para o Cerrado, as veredas são insuficientemente conhecidas (RAMOS; HARIDASAN; ARAÚJO, 2014). Até mesmo trabalhos relacionados à caracterização da vegetação são escassos (ARAÚJO et al., 2013; ROSOLEN; DE OLIVEIRA; BUENO, 2015). O cenário é ainda mais preocupante no norte de Minas Gerais, região semiárida, onde as veredas são sistemas peculiares e podem representar as únicas fontes de água perenes da região (ALENCAR-SILVA; MAILLARD, 2007; NEVES, 2011). A principal causa da perda das veredas dentro do APA-Pandeiros, ocorre pelas queimadas e da drenagem de água (NUNES et al., 2009).

3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

O presente trabalho contribui para o conhecimento da ictiofauna de riachos pouco explorados e com forte influência de veredas, dentro de uma área de proteção ambiental. Os resultados do presente estudo demonstraram que a assembleias de peixes dos riachos da bacia

do rio Pandeiros apresentam forte relação com seu meio aquático e terrestre próximo (vegetação ripária). Sendo a comunidade de peixes dependente tanto da produção primária e da entrada de recursos derivados do meio ribeirinho para sua alimentação. Além disso os riachos de vereda apresentam características ambientais que estão influenciado a coexistência das espécies conformando particulares padrões morfológicos relacionados principalmente ao hábito alimentar. Contudo, ainda tem-se muito que revelar com respeito a comunidade de peixes de riachos de veredas, nesse sentido, considerando o incremento de degradação dos ambientes dentro da APA-Pandeiros, sugerimos a proteção das características ambientais naturais, como forma de preservar a integridade das comunidades aquáticas. Mas também sugerimos que em futuros estudos seja considerado uma maior escala temporal, para determinar possíveis variações sazonais das fontes de carbono utilizadas pelos peixes. Também recomendamos utilizar juntamente com análise de conteúdo estomacal, novas técnicas, como os isótopos estáveis, para quantificar o fluxo de energia a través das redes tróficas. Similarmente sugerimos a necessidade de gerar informação sobre as fontes de carbono que sustentam outras comunidades aquáticas de nível trófico inferior.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**. Curitiba, v. 1, p. 70-78, 2005.
- ALENCAR-SILVA, T.; MAILLARD, P. Delimitação e caracterização do ambiente de Vereda: O potencial das imagens RADARSAT-1. In: XIII SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2007, Florianopolis, Brazil. Anais... Florianopolis, 2007, p. 17.
- ALENCAR-SILVA, T.; MAILLARD, P. Delimitação, caracterização e tipologia das veredas do Parque Estadual Veredas do Peruáçu. **Geografias**, Belo Horizonte, v. 7, n. 2, p. 24–39, 2011.
- ALVES, C. B. M.; LEAL, C. G. Aspectos da conservação da fauna de peixes da bacia do rio São Francisco em Minas Gerais. **Biota-MG**, v. 2, p. 26-50, 2010.
- ANTUNES, F. Z. Caracterização climática. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 17, n. 181, p.15-19, 1994.
- ARAÚJO FILHO, J. A. **Desenvolvimento sustentável da Caatinga**. Sobral (CE): Ministério da Agricultura/ EMBRAPA/CNPC, 45p. 1996.
- ARAÚJO, G. M. et al. Fire drives the reproductive responses of herbaceous plants in a Neotropical swamp. **Plant Ecology**, v. 214, n. 12, p. 1479–1484, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0268-9>.
- AZEVEDO, I. F. P. et al. Preservação estratégica para recuperar o São Francisco. **Scientific American Brasil**, v. 83, p. 74–79, 2009.
- BRASIL. Resoluções CONAMA de 1984 a 1991. 4. ed. Brasília: SEMAM/ IBAMA, 1992. 245 p.
- BAHIA, T.O. et al. Florística e fitossociologia de veredas em diferentes estágios de conservação na APA do Rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. **Biota**, MG, v. 2, n.3, 14-21, 2009.
- BETHONICO, M. B. M. **Área de proteção ambiental Estadual do Rio Pandeiros-MG: Espaço, Território e atores**. 2009. 290p. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009.
- BOAVENTURA, R. S. Preservação das veredas: síntese. In: ENCONTRO LATINOAMERICANO RELACAO SER HUMANO AMBIENTE. Anais... Belo Horizonte: FUMEC, 1988.
- BOAVENTURA, R.S. Veredas: berço das águas. **Ecodinâmica**, Belo Horizonte, 264 p. 2007.
- CARVALHO, P. G. S. **As veredas e sua importância no domínio dos cerrados**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 15, n. 168, p. 54-56, 1991.
- CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos Sul-Americanos: Padroes gerais e processos causais. **Oecologia Brasiliensis**, v. 6, p. 139–155, 1999.

COSTA-MILANEZ, C. et al. Are ant assemblages of Brazilian veredas characterised by location or habitat type?. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 89–99, 2014.

EITEN, G. Vegetação do cerrado. In: **Cerrado - caracterização, ocupação e perspectivas** (M.N. Pinto, org.). Editora da Universidade de Brasília, Brasília, p.17- 73. (2ª edição). Brasília: 198 p, 1994.

FAGUNDES, N. C. A.; FERREIRA, E. J. Veredas da região sudeste: Peculiaridades florísticas e estruturais e situação de conservação. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 11, n. 3, p. 178–183, 2016.

FONSECA, V. S.; SILVA, I. M. **Etnobotânica: base para conservação**. In: WORKSHOP BRASILEIRO DE ETNOBOTÂNICA, [s.n], 136 p., 1998.

GIULIETTI, A.M, et al. **Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2004.

GODINHO, H.P. **Pesquisas ictiológicas no rio Pandeiros, MG**. Belo Horizonte. 73p. Relatório Técnico. 1986.

GUIMARÃES A. J. M. **Características do solo e da comunidade vegetal em área natural e antropizada de uma vereda na região de Uberlândia, MG**. 2001. 44p. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2001.

GUIMARÃES, A. J. M.; ARAÚJO, G. M. DE; CORRÊA, G. F. Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. **Acta Botanica Brasilica**, v. 16, n. 3, p. 317–329, 2002.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Dados do período de 1912-2010. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/> Acesso em: 08/10/2017.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS /IEF. **Bacia do Rio Pandeiros**. Januária: Instituto Estadual de Florestas, 2006. 5f. Mimeografado.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS DE MINAS GERAIS - IEF. Disponível em <http://www.ief.mg.gov.br/component/content/article/3306-nova-categoria/1769-apa-pandeiros-> Acesso em 12/01/2018.

KLINK, C. A. et al. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, Curitiba, v. 1, n. 1, p. 147–155, 2005.

KROL, M. S. et al. The semi-arid integrated model (SIM), a regional integrated model assessing water availability, vulnerability of ecosystems and society in NE-Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth (B)**, v. 26, n. 7–8, p. 529–533, 2001.

LIMA, S.C; SILVEIRA, F.P. A preservação das veredas para manutenção do equilíbrio hidrológico dos cursos d'água. In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS SOBRE O MEIO AMBIENTE, 3, 1991, Londrina, PR. Anais... Londrina, v, 1:204-218, 1991.

LEAL, I. R. et al. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 8, 2005.

MACHADO, R. B. et al. **Estimativas de Perda da Área do Cerrado Brasileiro**. Conservação Internacional, p. 26, 2004.

MENDONÇA, R. C., et al. **Flora vascular do Bioma Cerrado**: Checklist com 12.356 espécies. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. Cerrado: ecologia e flora. Planaltina-DF: Embrapa Cerrados, v. 2, 279p, 2008.

MINAS GERAIS. Lei no 9.682 de 12 de outubro de 1988. Declara de interesse comum e de preservação permanente os ecossistemas das veredas no Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG, v,193. 1988.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Ministério do Meio Ambiente. **Monitoramento Gerencial do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado – PP Cerrado**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). O Bioma Cerrado. Link: <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>. Acesso em 20/10/2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). O Bioma Cerrado. Link: <http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga>. Acesso em 20/01/2018.

MENDONÇA, R., et al. **Flora vascular do Cerrado**. In: S. Sano & S. Almeida (eds.). Cerrado. Ambiente e flora. pp. 288-556. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa - Cerrados, Planaltina, Brasil. 1998.

MOSS, B. **Ecology of freshwaters: a view for the twenty-first century**. Wiley-Blackwell, Chichester, 470 p, 2012.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NEVES, W. V. **Avaliação Da Vazão Em Bacias Hidrográficas Com Veredas, Em Diferentes Estádios De Conservação, Na Apa Do Rio Pandeiros - MG**. 2011. 58p. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2011.

NUNES, Y. R. F. et al. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. **MG-Biota**, v. 2, n. 2, p. 4–17, 2009.

OLIVEIRA-FILHO, E. C.; LIMA, J. E. F. W. **Impacto da agricultura sobre os recursos hídricos na região do cerrado**. Planaltina – DF, Embrapa Cerrados, 50 p, 2002.

OLIVEIRA, O.S; MARQUIS, R.J. **The Cerrado of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. New York: Columbia University Press. 398 p, 2002.

PEIXOTO, A. L.; LUZ, J.R.P.; BRITO, M.A. **Conhecendo a biodiversidade**. 1. ed. Brasília - DF: Vozes, 2016.

PRADO, D. **As caatingas da América do Sul**. In: I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva (eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. pp. 3-73. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil, 2003.

RAMOS, M. V. V.; HARIDASAN, M.; ARAÚJO, G. M. Characterization of Soil and Phytosociological Structure of Chapada de Veredas Vegetation in Triângulo Mineiro. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 3, n. 2, p. 177–207, 2014.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma cerrado. In: Sano, SM; Almeida, SP; Ribeiro, JF. **Cerrado: Ecologia e flora**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, DF, v. 1, p. 406, 2008.

RODAL, M. J. N.; MARTINS, F. R.; SAMPAIO, E. V. S. B. Quantitative Survey of Woody Plants in Sites of Caatinga Vegetation in Pernambuco. **Revista Caatinga**, v. 21, p. 192–205, 2008.

ROSOLEN, V.; DE OLIVEIRA, D. A.; BUENO, G. T. Vereda and Murundu wetlands and changes in Brazilian environmental laws: challenges to conservation. **Wetlands Ecology and Management**, v. 23, n. 2, p. 285–292, 2015.

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, p. 1-7, 2015.

SANTOS, M. A et al. **O cerrado brasileiro: notas para estudo** - Belo Horizonte: UFMG/Cedeplar, 15p. 2010.

SILVA, J.M.C., et al. **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2004.

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS

ARTIGO 1

ALIMENTAÇÃO E RELAÇÕES MORFOLÓGICAS DOS PEIXES DE RIACHOS DE UM SISTEMA DE VEREDAS NO CERRADO BRASILEIRO

Artigo redigido sob as normas do MANUAL DE NORMALIZAÇÃO E ESTRUTURA DE TRABALHOS ACADÊMICOS: TCCS, MONOGRAFIAS, DISSERTAÇÕES E TESES - 2a edição revista, atualizada e ampliada seguindo a norma para publicação periódica científica NBR 6022 (ABNT, 2003a).

RESUMO

A ictiofauna dos riachos inseridos na bacia do Rio dos Pandeiros, incluída em uma área de proteção ambiental, foi pouco explorada. Nesse sentido, objetivo deste trabalho foi estudar a comunidade de peixes de riachos de um sistema de veredas, avaliando (i) sua estrutura trófica e padrões morfológicos, (ii) a existência de correlação entre a morfologia dos peixes e o tipo de exploração dos recursos alimentares (iii) se espécies com grande variação morfológica apresentam também maior variação na dieta. Os peixes foram coletados em 25 pontos em riachos de terceira e quarta ordem. Foram analisadas 29 espécies de peixes. Segundo a análise de conteúdo estomacal, a ictiofauna estudada se encontra estruturada em quatro guildas tróficas, considerando a porcentagem de ocorrência (Índice Alimentar) de dez categorias alimentares. As guildas piscívora e onívora representadas só por duas espécies (ambas com 6,9% do total), detritívora com quatro espécies (17,2%) e insetívora com 20 espécies (69%). Os resultados mostraram o predomínio de insetos aquáticos na alimentação. Três agrupamentos morfológicos foram estabelecidos, relacionados ao tipo de alimentação e uso vertical dos habitats: (a) grupo formado por espécies detritívoras, de hábitos bentônicos, formado por espécies da família Loricariidae, (b) espécies de hábitos nectônicos e nadadores ativos, conformado principalmente por pequenos caracídeos insetívoros que apresentam corpos comprimidos, olhos e nadadeiras peitorais de posição lateral, (c) o último grupo conformado por espécies de hábitos nectobentônicos, de meia água, com formato corporal menos especializado, incluindo espécies das quatro guildas tróficas. A relação da dieta com a forma do corpo dos peixes foi confirmada (R^2 ajustado = 0,38, $P < 0,05$), evidenciando que morfologia pode estar relacionada às variações no uso de recursos. Foram selecionadas como variáveis explicativas do tipo de alimentação, variáveis relacionadas a forrageamento, locomoção e posição na coluna de água. Foi observado relação significativa ($r = 0,42$; $p < 0,05$) entre a variação da alimentação e a variação da morfologia entre pontos avaliados, indicando que as espécies que são mais variadas morfológicamente são aquelas com maior variação na dieta. Os resultados confirmam a correlação entre morfologia e o tipo de exploração dos recursos alimentares, dessa forma a morfologia pode ser usada como uma metodologia adequada para a descrição dos aspectos alimentares na área avaliada. Se confirma uma estreita relação entre os ambientes avaliados e a ictiofauna e recomenda-se a conservação do meio ambiente físico, como forma de preservar as comunidades naturais e todas suas inter-relações.

Palavras-chave: Ictiofauna. Ecologia trófica. Morfologia. Riachos de vereda. APA-Pandeiros.

ABSTRACT

The ichthyofauna of the Pandeiros River basin's stream, included in an area of environmental protection, was scarcely explored. In this sense, the objective of this work was study the fish community in these environments, evaluating (i) the trophic and morphological structure of the fish community, (ii) the relationship between fish morphology and feeding, and (iii) if species with great variation in the diet also present wide morphological variation. The fish were collected at 25 points in third and fourth order streams. Twenty nine species of fish were analyzed by availability of individuals. According to the analysis of stomach contents, the ichthyofauna studied was structured in four trophic guilds, considering the percentage of occurrence (Food Index) of ten food categories. The piscivores and omnivores guilds were represented only by two species (both 6.9% of the total), detritivores with four species (17.2%) and insectivores with 20 species (69%). The results showed the predominance of aquatic insects in the diet. Three morphological groupings were established, related to the type of feeding and vertical use of habitats: (a) group formed by detritivores species with benthic habits, formed by species of the family Loricariidae, (b) species of nektonic habits and active swimmers, conformed mainly by small caracídeos insectivores with compressed body format, eyes and pectoral fins lateral, (c) the last group conformed by species nektobenthics, the half water, with less specialized corporal format, including species of the four trophic guilds, finding in this group interesting associations of species. The relationship of diet to fish body shape was confirmed (adjusted $R^2 = 0.38$; $P < 0.05$), showing that morphology may be related to variations in resource use. Were selected as explanatory variables of the type of feed, some related to foraging, locomotion and position in the water column. A significant relationship ($r = 0.42$; $p < 0.05$) was observed between feeding variation and morphology variation among evaluated points, indicating that species morphologically more varied are those with greater variation in diet. Our results confirm the correlation between morphology and the type of exploitation of food resources, so morphology can be used as an adequate methodology for the description of food aspects in the evaluated area. It confirms a close relationship between the evaluated environments and the ichthyofauna and conservation of the physical environment is recommended as a way of preserving natural communities and all their interrelationships.

Keywords: Ichthyofauna. Trophic ecology. Morphology. Vereda's streams. APA-Pandeiros.

1 INTRODUÇÃO

O Cerrado brasileiro é composto por inúmeros rios e riachos, caracterizando uma região de grande diversidade e endemismo de peixes de água doce (PADOVESI-FONSECA, 2006). Uma das paisagens mais marcantes do Cerrado são as veredas, formações vegetais que sustentam riachos e nascentes (EITEN, 1994). As veredas são responsáveis pela recarga de aquíferos (ALENCAR-SILVA; MAILLARD, 2007; COSTA-MILANEZ et al., 2014) e são consideradas de grande importância hidrológica, social e econômica. Inseridos na Área de Proteção Ambiental do rio Pandeiros (APA-Pandeiros), ao norte do estado de Minas Gerais, Brasil, se encontra um grande número de veredas que suportam um número significativo de riachos (NUNES et al., 2009). Embora a área seja protegida, as veredas se encontram particularmente ameaçadas como resultado da intensificação das atividades humanas (ALENCAR-SILVA; MAILLARD, 2007), que estão ocasionando a diminuição no volume de água e assoreamento dos sistemas aquáticos (NEVES, 2011). Apesar da grande importância biológica para a conservação, o conhecimento tanto da APA-Pandeiros e de suas veredas é limitado, especialmente informações sobre as comunidades aquáticas.

Nesse sentido gerar informação das comunidades aquáticas é necessário. A ecologia trófica e ecomorfologia são ferramentas usadas para a descrição das comunidades de peixes. O conhecimento da alimentação e a caracterização das preferências alimentares dos peixes são importantes para o entendimento dos processos ecológicos que ocorrem dentro do sistema aquático (CASATTI, 2002; ESTEVES; ARANHA, 1999), além de fornecer informações ao respeito da composição e dinâmica das comunidades aquáticas (BARRETO; ARANHA, 2006; HAHN; AGOSTINHO; GOITEIN, 1997). A ecomorfologia, por sua vez, busca entender e identificar as características da forma de um organismo que estão correlacionadas com atributos particulares de sua ecologia (MOTTA; NORTON; LUCZKOVICH, 1995).

Em peixes, os estudos ecomorfológicos têm dois tipos de abordagens: o primeiro baseado nas características relacionadas ao comportamento alimentar (WAINWRIGHT; RICHARD, 1995), e o segundo baseado nos atributos relacionados ao uso de hábitat e locomoção (WILLIS; WINEMILLER; LOPEZ-FERNANDEZ, 2005). Assim, as variações nas características morfológicas associadas à alimentação e tipo de hábitat refletem peculiaridades do nicho ecológico das espécies, incluindo sua distribuição pelo ambiente e delimitação de grupos tróficos (PERES-NETO, 1999; SAMPAIO; GOULART, 2011). Os peixes utilizam diferentes recursos para alimentar-se existindo diferentes padrões de uso de recursos (WAINWRIGHT, 1999). Considerando as características dos riachos influenciado por veredas,

é plausível questionar, se há padrões gerais de utilização dos recursos alimentares e se esses padrões estão relacionados com a diversidade morfológica das espécies.

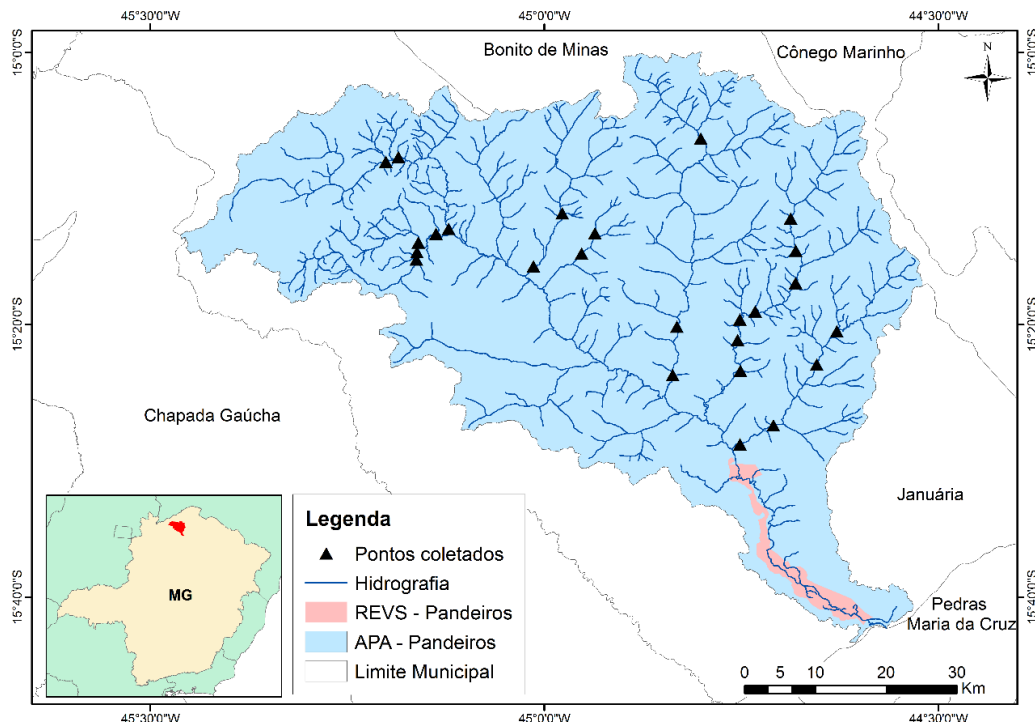
Assim, no presente trabalho foi avaliada a comunidade de peixes de uma pequena bacia na transição dos biomas do Cerrado e Caatinga, com forte influência de veredas, com o objetivo de determinar: (i) a estrutura trófica e padrões morfológicos da comunidade de peixes, (ii) a existência de correlação entre a morfologia dos peixes e o tipo de exploração dos recursos alimentares e (iii) se espécies com grande variação morfológica entre pontos amostrados apresentaram também maior variação na dieta.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na bacia do rio Pandeiros, em 25 pontos distribuídos em riachos de terceira e quarta ordem (STRAHLER, 1957) (Figura 1).

Figura 1- Mapa da bacia do rio Pandeiros (MG), com os locais de amostragem.



Fonte: Do autor (2018).

A bacia do rio Pandeiros, importante afluente do rio São Francisco, se encontra localizado na região norte do estado de Minas Gerais, abrange os municípios de Januária,

Bonito de Minas e Cônego Marinho (IEF, 2006). Possui aproximadamente 145 km de extensão, e seus principais afluentes pela margem esquerda são os riachos Pindaibal, São Pedro, Alegre, de terceira ordem, enquanto os da margem direita são os riachos São Domingo e Catolé de quarta ordem, e Borrachudo e Macaúbas de terceira ordem (REZENDE; SANTOS; GONÇALVES, 2012).

A bacia do rio Pandeiros integra duas áreas de conservação: a Área de Proteção (APA-Pandeiros), que abrange a maior parte da bacia, enquanto seu baixo curso está protegido pelo Refúgio Estadual da Vida Silvestre (REVS), uma Unidade de Conservação de proteção integral de aproximadamente 6 mil ha (BETHONICO, 2009) (Figura 1). A área de estudo encontra-se em uma zona de transição entre os biomas de Caatinga e Cerrado sendo a vegetação dominante uma mistura de mata ciliar, mata seca, cerrado e veredas. O clima é caracterizado como tropical úmido e seco ou clima de savana (Aw) com estações secas e chuvosas bem definidas (ANTUNES, 1994), com amplitude térmica média anual compreendida entre os 21°C e 24°C e precipitação média anual em torno dos 1 057,4 mm (INMET, 2016). Os meses de maior pluviosidade, de outubro a março, totalizam 91% da precipitação total, enquanto os meses mais secos estão compreendidos entre abril e setembro (BETHONICO, 2009). As atividades principais são a agricultura e pecuária, geralmente de subsistência, que estão distribuídas ao longo da bacia.

2.2 Coleta e identificação de peixes

A coleta foi realizada ao final da estação chuvosa, entre março e abril de 2016. Os peixes foram coletados no sentido jusante-montante utilizando duas peneiras com 80 cm de diâmetro e malha de tela mosquiteira e, quando foi possível, uma rede de arrasto (4,0 m de comprimento, 2,0 m de altura, 5,0 mm de malha). A extensão de cada trecho amostrado foi definida como 40 vezes a largura média de cada ponto avaliado, cada trecho foi dividido em 10 seções para a coleta dos peixes. Padronizou-se um tempo máximo de amostragem de 12 minutos por cada seção e de duas horas por ponto (JUNQUEIRA, 2011). Os peixes foram anestesiados em uma solução de eugenol a 5% e depois fixados com uma solução de formol a 10% (INOUE; NETO; MORAES, 2003). Após a preservação do material, os indivíduos foram identificados com auxílio de chaves dicotômicas especializadas (BRITSKI; SILIMON; LOPES, 1999; VIEIRA et al., 2015) e com o auxílio das descrições originais e consultas a especialistas. Posteriormente os peixes foram depositados na Coleção Ictiológica da Universidade Federal de Lavras (CI-

UFLA).

2.3 Análise do conteúdo estomacal

Como as mudanças na dieta e na morfologia dependem do estágio de desenvolvimento e do tamanho do peixe (MÉRIGOUX; PONTON, 1998), para o estudo de dieta e morfologia foram utilizados somente exemplares adultos. Para as análises foram utilizadas espécies provenientes de todos os pontos de coleta, inclusive espécies com abundância limitada (baixo número de indivíduos), tendo em consideração a importância das espécies raras na estruturação de uma comunidade (LEITÃO et al., 2016). Os exemplares selecionados foram eviscerados, os estômagos retirados e preservados em álcool 70%. Os conteúdos estomacais foram separados e identificados com a ajuda de um microscópio estereoscópico até o mínimo nível taxonômico possível usando chaves e manuais de identificação para grupos de insetos aquáticos (COSTA; IDE; SIMONKA, 2006; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010; HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014). O conteúdo foi agrupado em categorias ou itens alimentares.

2.4 Morfologia

Todos os indivíduos usados para a análise de dieta foram usados para estimativas morfológicas. Dentro do conjunto de espécies utilizadas não teve casos marcantes de dimorfismo sexual. Medidas morfométricas foram selecionadas com base em informações presentes em OLIVEIRA et al., (2010); SOARES; RUFFEIL; MONTAG, (2013). Foram consideradas 21 medidas lineares do corpo e cinco medidas de área relacionadas com a dieta, posição na coluna de água e locomoção (Tabela 1). As medidas morfológicas lineares foram tomadas com o auxílio de um paquímetro digital com aproximação de 0,01 mm. Para a estimativa das áreas, foi realizado o desenho do contorno das estruturas, posteriormente digitalizados e as áreas calculadas utilizando o software Photoshop PC5. As medidas foram consideradas do lado esquerdo do corpo dos espécimes como forma de padronizar as métricas e somente em indivíduos adultos (VAZZOLER, 1996; SUZUKI et al., 2004).

Tabela 1- Medidas morfométricas utilizadas para obtenção dos índices ecomorfológicos.

Medidas morfométricas			
Comprimento padrão	CP	Altura da nadadeira dorsal	AD
Largura da boca	LBo	Altura da nadadeira caudal	AC
Altura da boca	ABo	Comprimento da nadadeira peitoral	CPt
Altura da cabeça	ACb	Comprimento da nadadeira pélvica	CPv
Comprimento da cabeça	CCb	Comprimento da nadadeira anal	CA
Largura da cabeça	LCb	Comprimento da nadadeira caudal	CC
Altura do olho	AO	Comprimento focinho com a boca fechada	CBF
Altura da linha mediana do corpo	ALMC	Comprimento focinho com a boca aberta	CBA
Altura máxima do corpo	AMC	Área da nadadeira anal	Aa
Largura máxima do corpo	LMC	Área da nadadeira caudal	Ac
Comprimento pedúnculo caudal	CPC	Área da nadadeira dorsal	ADo
Altura do pedúnculo caudal	APC	Área da nadadeira pélvica	APv
Largura do pedúnculo caudal	LPC	Área da nadadeira peitoral	APt

Fonte: Do autor (2018).

Com base nas medidas morfométricas descritas foram calculados 24 índices morfológicos, os quais refletem diferentes usos dos recursos (Tabela 2).

Tabela 2- Descrição dos índices morfológicos e suas respectivas explicações ecológicas. (Continua).

Índices morfológicos			
Índice	Fórmulas	Relacionado a	Interpretação ecológica
Índice de compressão	$IC = AMC / LMC$	Posição	Altos valores indicam peixes lateralmente comprimidos, habitantes de ambientes lênticos (WATSON; BALON, 1984).
Índice de depressão	$ID = ALMC / AMC$	Posição	Baixos valores indicam peixes habitantes de ambientes próximos ao fundo (WATSON; BALON, 1984).
Área relativa da nadadeira pélvica	$ARPv = APv / CP^2$	Posição	Área pélvica é relativamente maior em peixes bentônicos comparados a peixes pelágicos (GATZ, 1979; BREDA et al., 2005).
Posição relativa dos olhos	$PRO = AO / ACb$	Posição	Altos valores indicam olhos dorsalmente localizados, típicos de peixes bentônicos (POUILLY et al., 2003).
Razão aspecto nadadeira pélvica	$RAPv = CP^2 / APv$	Posição	Alto valores são encontrados em peixes pelágicos e indicam alta capacidade para equilibrar-se. Baixos valores estão associados com peixes bentônicos (GATZ, 1979).
Altura relativa da boca	$ARBo = ABo / LMC$	FORAGEAMENTO	Permite inferir sobre o tamanho relativo da presa (GATZ, 1979; WINEMILLER, 1991; WILLIS et al., 2005).
Largura relativa da boca	$LRBo = LBo / CP$	FORAGEAMENTO	Altos valores indicam peixes que se alimentam de presas maiores (GATZ, 1979; BALON et al., 1986; WINEMILLER, 1991).
Índice de protrusão	$IP = CBA / CBF$	FORAGEAMENTO	Altos valores são encontrados em peixes que se alimentam de presas pequenas (GATZ, 1979; WINEMILLER, 1991; WILLIS et al., 2005).
Comprimento relativo da cabeça	$CRCb = CCb / CP$	FORAGEAMENTO	Altos valores são encontrados em peixes que se alimentam de grandes presas (WATSON; BALON, 1984; WINEMILLER, 1991; WILLIS et al., 2005)
Largura relativa da cabeça	$LRCb = LCb / LMC$	FORAGEAMENTO	Altos valores são encontrados em peixes que se alimentam de grandes presas (WINEMILLER, 1991; WILLIS et al., 2005)
Altura relativa da cabeça	$ARCb = ACb / AMC$	FORAGEAMENTO	

Tabela 2- Descrição dos índices morfológicos e suas respectivas explicações ecológicas. (Conclusão).

Índices morfológicos				
Índice	Fórmulas	Relacionado a	Interpretação ecológica	
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	$CRPC = CPC/CP$	Locomoção	Altos valores indicam peixes habitantes de ambientes com elevado fluxo e com boa habilidade natatória (GATZ, 1979; WINEMILLER, 1991).	
Altura relativa do pedúnculo caudal	$ARPC = APC / AMC$	Locomoção	Baixos valores indicam um reduzido potencial de manobrabilidade (WINEMILLER, 1991; OLIVEIRA et al., 2010).	
Largura relativa do pedúnculo caudal	$LRPC = LPC / LMC$	Locomoção	Altos valores indicam espécies que são nadadores contínuos de meia água (WINEMILLER, 1991).	
Área relativa da nadadeira dorsal	$ARD = AD_0 / CP^2$	Locomoção	Nadadeiras dorsais com áreas maiores provem melhor estabilidade (GOSLINE et al., 1971).	
Área relativa da nadadeira peitoral	$ARPt = APt / CP^2$	Locomoção	Altos valores indicam peixes com nado lento, capazes de grande manobrabilidade, e peitorais com áreas maiores podem ser encontradas em habitantes de ambientes de elevado fluxo, como os Siluriformes (WATSON; BALON, 1984; OLIVEIRA et al., 2010).	
Área relativa da nadadeira caudal	$ARC = Ac / CP^2$	Locomoção	Nadadeiras caudais com áreas relativamente maiores são importantes para a aceleração e um nado contínuo e ativo (BALON et al., 1986).	
Área relativa da nadadeira anal	$ARA = Aa / CP^2$	Locomoção	Maiores áreas indicam maior manobrabilidade e estabilização do movimento (BREDA et al., 2005).	
Razão aspecto nadadeira caudal	$RAC = AC^2 / Ac$	Locomoção	Altos valores são encontrados em peixes que são ativos e contínuos nadadores (BALON et al., 1986).	
Razão aspecto nadadeira anal	$RAA = CA^2 / Aa$	Locomoção	Altos valores indicam grande capacidade para fazer rápidos movimentos de progressão e regressão (BREDA, 2005).	
Razão aspecto nadadeira peitoral	$RAPt = CPT^2 / APt$	Locomoção	Altos valores indicam peixes nadadores contínuos de grande velocidade (WATSON; BALON, 1984; WAINWRIGHT et al., 2002).	
Comprimento relativo da nadadeira pélvica	$CRPv = CPv / CP$	Locomoção	Relacionado à preferência de hábitat sendo mais longa em habitats rochosos e mais curta em espécies neotônicas (GATZ, 1979).	
Comprimento relativo da nadadeira peitoral	$CRPt = CPt / CP$	Locomoção	Altos valores indicam peixes com nado lento, capazes de grande manobrabilidade e habitantes de águas lentas (GATZ, 1979).	
Índice de compressão do pedúnculo caudal	$ICPC = APC / LPC$	Locomoção	É inversamente relacionado à amplitude dos movimentos natatórios; altos valores indicam pedúnculos comprimidos, típico de nadadores menos ativos (GATZ, 1979).	

Fonte: OLIVEIRA et al. (2010); SOARES; RUFFEIL; MONTAG (2013).

2.5 Análise dos dados

A contribuição de cada item alimentar para a composição da dieta das espécies foi determinada pelo método gravimétrico (HYSLOP, 1980), que considera a porcentagem do peso total de todos os itens encontrados no conteúdo estomacal de um indivíduo. O peso do conteúdo estomacal e de cada item separado foi registrado através de uma balança de precisão (0,0001g).

O índice alimentar (IA_i) proposto por KAWAKAMI; VAZZOLER (1980), foi utilizado

para determinar a importância de cada item consumido pelos indivíduos, de acordo com a expressão:

$$IA_i = (F_i * P_i) \times 100 / \sum (F_i * P_i) \quad (2.1)$$

Onde: IA_i = Índice Alimentar do item i ; F_i = Frequência de ocorrência do item i na dieta (%); P_i = Peso do item i na dieta (%).

Os itens foram agrupados em 10 categorias: material vegetal terrestre, material vegetal aquático, insetos terrestres, insetos aquáticos, invertebrados terrestres, invertebrados aquáticos, detritos, sedimento, peixes (incluindo escamas) e restos não identificados (RNI). A partir dos valores do índice alimentar foram determinadas as guildas tróficas para cada espécie. Para definir as guildas foi adotado como critério o predomínio de um determinado tipo de recurso, que tenha contribuído com valores $\geq 41\%$ de porcentagem de IA_i na dieta de uma espécie (HYNES, 1950). Foi ainda estimada a amplitude de nicho trófico usando o Índice de Levins padronizado (KREBS, 1999):

$$B = 1 / \sum p_i^2 \quad (2.2)$$

Onde: B = amplitude de nicho; p_i = proporção do recurso alimentar i na dieta.

Foi utilizado a fórmula de Hurlbert (HURLBERT, 1978) para uniformizar a medida do nicho trófico:

$$B_A = (B - a_{\min}) / (n - a_{\min}) \quad (2.3)$$

Onde: B_A : Valor do Índice de Levins; B : amplitude do nicho, n = número total de itens consumidos pela espécie e a_{\min} é a menor proporção entre todos os recursos. O índice varia entre 0 e 1, encontrando-se valores maiores em espécies de hábitos generalistas.

Foi utilizada a distância Euclidiana como índice de similaridade da matriz. Possíveis diferenças na dieta entre pontos amostrados (só foram consideradas espécies presentes em mais de quatro pontos) e guildas tróficas, foram avaliados mediante uma *Permutational Multivariate Analysis of Variance* (Permanova) (ANDERSON, 2006). Finalmente foi calculada a distância média ao centroide, para observar a variação da dieta em espécies que estiveram presentes em mais de quatro pontos amostrados.

Para evidenciar a tendência de variação interespecífica no espaço morfológico multivariado foi realizado uma Análise de Componentes Principais (PCA), aplicada sobre a matriz de similaridade morfológica que foi determinada a partir da média dos índices morfológicos de cada espécie em cada ponto avaliado, utilizando a distância Euclidiana. Foram determinadas as variáveis morfológicas que mais influenciam na separação das espécies no espaço morfológico. Para a seleção dos eixos foi utilizado o critério de *broken-stick*

(JACKSON, 1993), no qual foram retidos para interpretação os eixos com autovalores mais altos. Foi feito também uma análise de agrupamento (cluster) utilizando uma matriz de similaridade de Bray-Curtis das médias das variáveis morfológicas de cada espécie, para observar claramente associações morfológicas das espécies.

Para determinar se o tipo de alimentação está relacionado com as características morfológicas das espécies foi utilizado o modelo de regressão linear baseado na distância (DistLM), onde os índices morfológicos foram utilizados como variáveis preditoras do índice alimentar para cada espécie, foram utilizados valores meios dos índices morfológico e alimentar para cada ponto avaliado. As análises de PCA, cluster e DistLM foram feitas usando Primer v6 Primer+Permanova (CLARKE; GORLEY, 2006). Na análise DistLM, foi utilizado o método *forward* para seleção do modelo, e o R^2 ajustado como critério de seleção. A seleção direta de modelos foi adotada com valor de significância de 0,05. O melhor modelo foi aquele com o maior R^2 ajustado entre os estatisticamente significativos. Para avaliar se as espécies que mais variam a alimentação entre locais amostrados são também as mais variáveis morfológicamente, foi testada a relação entre a distância média do centroide de todas as espécies analisadas considerando-se os dados de dieta (Índice alimentar) e de morfologia (Índice morfológico), através de análises de regressões simples, utilizando o programa Statistica versão 7.1 (STATSOFT, 2005). Para todas as análises foi considerada uma significância de $p < 0,05$.

3 RESULTADOS

Foram coletados 33 espécies pertencentes a cinco ordens e 13 famílias, com uma abundância de 3665 indivíduos (Tabela 1, ANEXO A). Contudo, foram consideradas no estudo só 29 espécies pela disponibilidade de indivíduos adultos. No total, 819 indivíduos foram examinados e seus conteúdos estomacais analisados, tendo sido identificados 62 itens alimentares consumidos pela ictiofauna (Tabela 3).

Tabela 3- Itens alimentares encontrados na dieta dos peixes dos riachos da bacia do rio Pandeiros, MG. (Continua).

Item alimentar	Item alimentar
Material vegetal aquático	Trichoptera (larva) - Hydrobiosidae
Alga filamentosa	Trichoptera (larva) - Hydropschidae
Macrófitas	Trichoptera (larva) - Leptoceridae
Inseto aquático	Trichoptera (larva) - Philopotamidae
Coleoptera (larva) - Elmidae	Trichoptera (larva) - Polycentropodidae
Coleoptera (larva) - Curculionidae	Invertebrado aquático
Coleoptera (larva) - Dryopidae	Cladocera

Tabela 3- Itens alimentares encontrados na dieta dos peixes dos riachos da bacia do rio Pandeiros, MG. (Conclusão).

Item alimentar	Item alimentar
Coleoptera (larva) - Hydrophilidae	Crustacea - Hyalellidae
Coleoptera (larva) - Noteridae	Crustacea - Palaemonidae
Coleoptera (larva) - Psephenidae	Chelicerata - Acarina
Coleoptera (adulto) - Dytiscidae	Gastropoda - Hydrobiidae
Coleoptera (adulto) - Elmidae	Gastropoda - Planorbidae
Diptera (larva) - Ceratopogonidae	Gastropoda - Physidae
Diptera (larva) - Chironomidae	Nematoda
Diptera (larva/pupa) - Culicidae	Ostracoda
Diptera (larva) - Dixidae	Material vegetal terrestre
Diptera (larva/pupa) - Psychododidae	Vegetal terrestre
Diptera (larva/pupa) - Simuliidae	Semente e fruto
Diptera (larva/pupa) - Stratiomidae	Inseto terrestre
Diptera (larva/pupa) - Tabanidae	Coleoptera (adulto)
Diptera (larva/pupa) - Tipulidae	Diptera (adulto)
Ephemeroptera (ninfa) - Leptohyphidae	Hemiptera (adulto)
Ephemeroptera (ninfa) - Leptophebiidae	Hymenoptera (adulto) -Apidae
Ephemeroptera (ninfa) - Baetidae	Hymenoptera (adulto) -Formicidae
Hemiptera (adulto) - Belostomatidae	Hymenoptera (adulto) -Vespidae
Hemiptera (adulto) - Naucoridae	Lepidoptera (larva)
Hemiptera (adulto) - Mesoveliidae	Orthoptera (adulto)
Megaloptera (larva)	Invertebrado terrestre
Neuroptera (larva)	Chelicerata - Aranae
Odonata (ninfa) - Gomphidae	Oligochaeta
Odonata (ninfa) -Libellulidae	Peixe
Odonata (ninfa) -Megapodagrionidae	Detritos
Plecoptera (ninfa) -Perlidae	Sedimento
Trichoptera (larva) - Hidroptilidae	RNI

Fonte: Do autor (2018).

De acordo com o tipo de alimentação os peixes estudados foram organizados em quatro guildas tróficas (Tabela 4). A guilda piscívora está representada só por duas espécies (6,9% do total) (*Acestrorhynchus lacustris* e *Hoplias intermedius*), que apresentaram alto nível de especialização ($B=0$ e $B=0,29$, respectivamente). A guilda onívora (6,9% do total), representada pelas espécies *Myleus micans* e *Pamphorichthys hollandi*, apresentaram alta tendência generalista ($B=0,54$ e $B=0,84$, respectivamente). A guilda detritívora (17,2% do total) foi representada pelas espécies *Harttia sp.*, *Hisonotus sp.*, *Hypostomus cf. macrops*, *Parodon hillari* e *Steindachnerina elegans*, também com tendência generalista ($B=0,47$, $B=0,61$, $B=0,38$, $B=0,70$, $B=0,48$, respectivamente).

A guilda insetívora foi o grupo dominante, abrangendo 20 espécies (69% do total). Algumas destas apresentaram tendência a especialização, como *Bryconops sp.*, *Cetopsorhamdia iheringi*, *Characidium aff. zebra*, *Characidium fasciatum*, *Cichlasoma sanctifranciscense*, *Eigenmannia besouro*, *Gymnotus sp.*, *Hemigrammus marginatus*, *Lepidocharax burnsi*, *Moenkhausia sanctaefilomenae*, *Sternopygus macrurus*, *Phenacorhamdia tenebrosa* e *Pimelodella sp.* (B variando entre 0,09 e 0,28), e consumiram em grande proporção insetos aquáticos, exceto *Bryconops sp.* e *Moenkhausia sanctaefilomenae*

que se alimentaram basicamente de insetos terrestres. Por outro lado, espécies como *Astyanax lacustris*, *Corydoras multimaculatus*, *Rhamdia quelem*, *Piabina argentea*, *Phenacogaster franciscoensis*, *Serrapinus piaba* e *Serrapinnus heterodon* tiveram leve tendência generalista (B variando entre 0,41 e 0,52), e se alimentaram de insetos e invertebrados terrestres e aquáticos.

Tabela 4- Composição da dieta, guilda trófica e amplitude do nicho trófico da ictiofauna dos riachos da bacia do rio Pandeiros, expressadas pela % de ocorrência de 10 categorias alimentares (MVA= Material Vegetal Aquático, Inva = Invertebrado aquático, InsA= Inseto aquático, MVT= Material Vegetal Terrestre, InvT = Invertebrado terrestre, InsT= Inseto terrestre, P = Peixes; D = Detrito, S=Sedimento, RNI= Restos não identificados). Sendo N = número de conteúdos estomacais analisados, CP = Comprimento padrão (mínimo e máximo) e B_A= Amplitude do nicho trófico. (Continua).

Espécie	Guilda	N	CP (mm)	MVA	Inva	InsA	P	MVT	InvT	InsT	D	S	RNI	B _A
Familia Acestorhynchidae														
<i>Acestorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Piscívoro	9	91,78-178,4	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0
Familia Characidae														
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	Insetívoro	63	39,3-76,08	1,02	2,11	29,60	0,05	26,36	2,53	38,23	0,03	0,08	0	0,42
<i>Bryconops</i> sp.	Insetívoro	34	52,13-96,71	0	1,15	28,14	0,87	0,43	0,62	68,56	0	0	0,24	0,22
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	Insetívoro	25	21,61-36,94	0	0,85	73,62	0,04	1,22	1,54	22,73	0	0	0	0,28
<i>Lepidocharax burnsi</i> Ferreira, Menezes & Quagio-Grassiotto, 2011	Insetívoro	74	21,45-40,73	0,08	1,04	53,48	0	9,05	1,02	33,85	1,49	0	0	0,27
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	Insetívoro	1	27,59	0	0	7,18	0	0	0,51	92,31	0	0	0	0,09
<i>Myleus micans</i> (Lütken, 1875)	Onívoro	10	34,16-56,65	37,50	0,03	34,48	0	24,70	0,40	0,28	0,01	2,60	0	0,54
<i>Phenacogaster franciscoensis</i> Eigenmann, 1911	Insetívoro	12	26,6-31,59	0	15,10	65,95	0	12,13	0	6,82	0	0	0	0,41
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	Insetívoro	17	31,94-56,34	0,43	0,62	22,59	0	20,35	0,33	55,68	0	0	0	0,44
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	Insetívoro	24	28,87-41,43	9,60	1,28	44,40	0	34,51	0	4,60	5,05	0,55	0	0,45
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	Insetívoro	19	23,51-32,55	14,78	0,54	43,10	0,26	9,41	0	6,36	18,15	7,41	0	0,52
Familia Crenuchidae														
<i>Characidium aff.zebra</i>	Insetívoro	81	29,5-43,22	0,19	2,63	88,19	0,03	2,31	0	5,46	0,79	0,41	0	0,15
<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt, 1867	Insetívoro	55	38,85-67	0	0,18	86,15	0,14	0,91	0,16	12,43	0	0,04	0	0,19
Familia Erythrinidae														
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther, 1864)	Piscívoro	23	32,28-82,19	0	12,71	19,05	51,22	0,99	6	0	0,01	0	9,91	0,29
Familia Parodontidae														
<i>Parodon hilarii</i> Reinhardt, 1867	Detritívoro	12	72,13-112,15	16,47	0,92	9,85	0	8,38	0,65	0,27	32,67	30,80	0	0,70
Familia Curimatidae														
<i>Steindachnerina elegans</i> (Steindachner, 1875)	Detritívoro	16	44,8-85,02	4,56	0	0	0	8,15	0	3,01	48,11	36,18	0	0,48

Tabela 4- Composição da dieta, guilda trófica e amplitude do nicho trófico da ictiofauna dos riachos da bacia do rio Pandeiros, expressadas pela % de ocorrência de 10 categorias alimentares (MVA= Material Vegetal Aquático, Inva = Invertebrado aquático, InsA= Inseto aquático, MVT= Material Vegetal Terrestre, InvT = Invertebrado terrestre, InsT= Inseto terrestre, P = Peixes; D = Detrito, S=Sedimento, RNI= Restos não identificados). Sendo N = número de conteúdos estomacais analisados, CP = Comprimento padrão (mínimo e máximo) e B_A= Amplitude do nicho trófico. (Conclusão).

Espécie		Guilda	N	CP (mm)	MVA	InvA	InsA	P	MVT	InvT	InsT	D	S	RNI	BA
Familia Gymnotidae															
<i>Gymnotus sp.</i>		Insetívoro	1	137,8	5,79	3,08	60,11	9,05	17,17	0	0	4,81	0	0	0,23
Familia Sternopygidae															
<i>Eigenmannia besouro</i>	Peixoto &	Insetívoro	15	80,33-129,8	1,81	0,73	87,95	0	5,89	0	3,17	0,28	0,17	0	0,21
<i>Sternopygus macrurus</i>	(Bloch & Schneider, 1801)	Insetívoro	8	125,86-202,26	0	0	94,31	0	1,73	1,14	2,18	0	0,64	0	0,21
Familia Heptapteridae															
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	Schubart & Gomes, 1959	Insetívoro	33	36,14-58,48	0,47	0,74	68,37	0,01	8,85	0	20,81	0,76	0	0	0,23
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	(Schubart, 1964)	Insetívoro	30	44,65-68,28	0	0,52	75,58	0	5,30	0	13,92	2,02	2,66	0	0,18
<i>Pimelodella sp.</i>		Insetívoro	27	48,71-79,91	0	2,16	72,32	0	7,44	0	13,36	4,15	0,58	0	0,17
<i>Rhamdia quelen</i>	(Quoy & Gaimard, 1824)	Insetívoro	43	80,85-133,94	0,14	4,57	61,50	2,00	9,05	1,13	21,20	0,14	0,27	0	0,47
Familia Callichthyidae															
<i>Corydoras multimaculatus</i>	Steindachner, 1907	Insetívoro	5	27,38-31,66	15,97	10,76	37,93	0	6,11	0	7,59	12,37	9,27	0	0,45
Familia Loricariidae															
<i>Harttia sp.</i>		Detritívoro	16	59,11-90,01	7,48	0	0	1,82	4,89	0	0	45,66	40,15	0	0,47
<i>Hisonotus sp.</i>		Detritívoro	48	25,7-35,32	3,06	0	0,19	0,00	18,64	0	0	51,04	27,06	0	0,61
<i>Hypostomus cf. macrops</i>		Detritívoro	79	44,5-82,09	1,04	0,01	1,89	0,15	13,66	0	0	53,31	29,94	0	0,38
Familia Poeciliidae															
<i>Pamphorichthys hollandi</i>	(Henn, 1916)	Onívoro	15	19,36-28,08	25,23	0	32,01	0	9,29	0	0	22,30	11,16	0	0,84
Familia Cichlidae															
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	Kullander, 1983	Insetívoro	24	36,11-67,7	3,37	7,96	57,86	0,56	17,63	0,50	2,11	2,73	7,29	0	0,28

Fonte: Do autor (2018).

Diferenças significativas na dieta foram corroboradas para guildas, sendo que o tipo de dieta não varia entre os locais amostrados (Tabela 5).

Tabela 5- Resultados PERMANOVA da análise da dieta por guilda e local de amostragem.

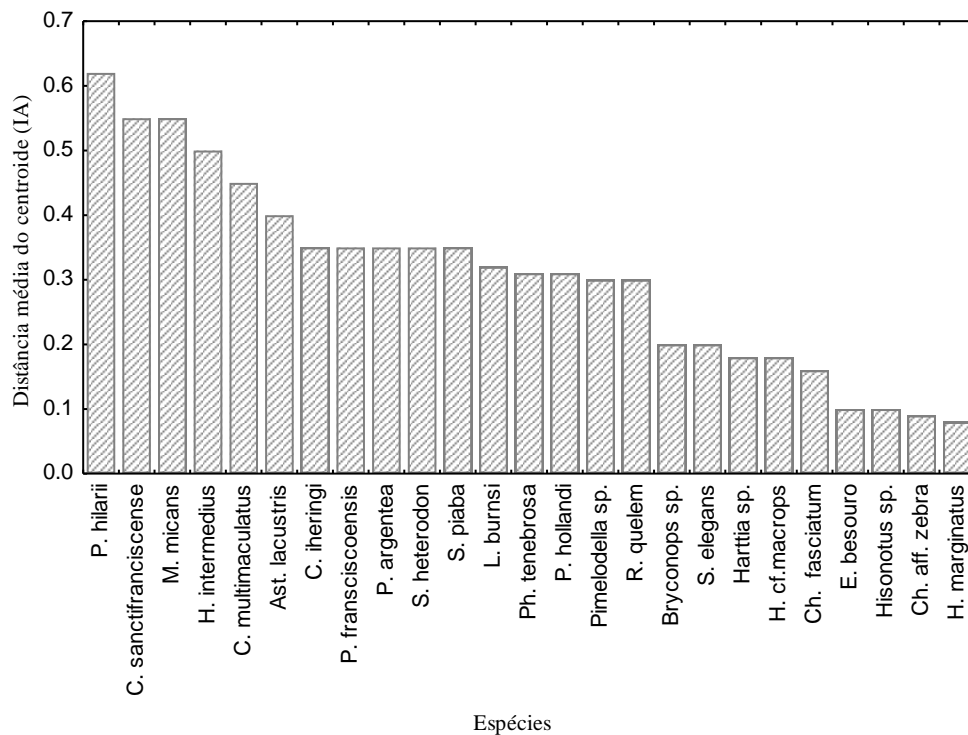
(*) Variável estatisticamente significativa.

Fator	F	df	p
Local	2,1702	24	0,099
Guilda	21,509	3	0,001 *

Fonte: Do autor (2018).

A respeito da variação da dieta das espécies entre locais amostrados, na Figura 2 observa-se que quanto maior o valor da distância média do centroide ocorre maior variação da alimentação das espécies entre locais amostrados. Assim as espécies que mais variaram sua alimentação foram: *P. hillari*, *C. sanctifranciscense*, *M. micans* e *H. intermedius*, em tanto as que menos diferença apresentaram foram *Ch. aff. zebra*, *E. besouro*, *H. marginatus* e *Hisonotus sp.*

Figura 2- Variação da dieta das espécies entre os locais amostrados na bacia do rio Pandeiros.



Fonte: Do autor (2018).

A PCA realizada considerando os índices morfológicos revelou uma separação das espécies relacionada à posição na coluna e locomoção. Os dois primeiros eixos foram significativos, explicando 88,4% do total da variação do espaço morfológico (Tabela 6).

Tabela 6- Autovalores dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA). Em negrito os autovalores mais relevantes para a interpretação dos eixos significativos.

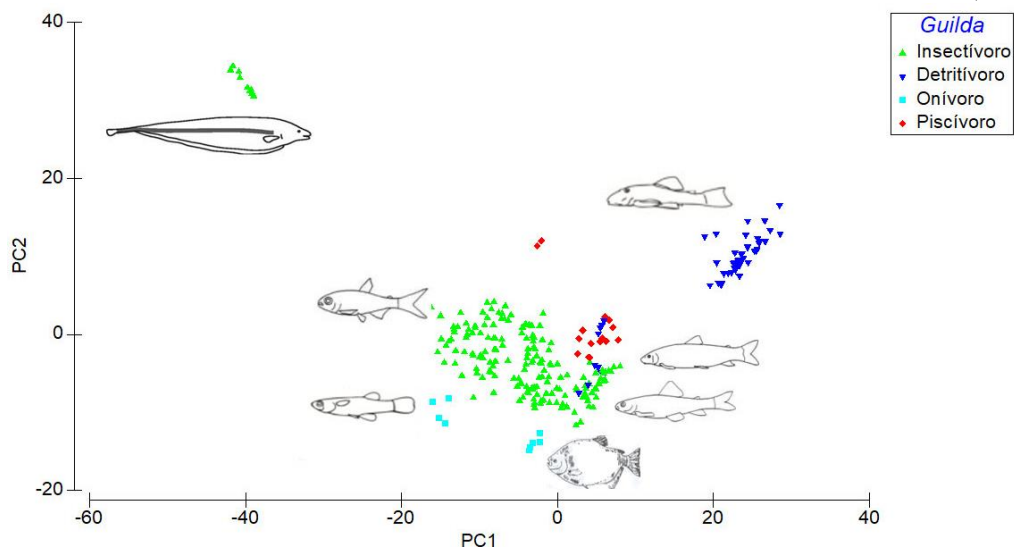
Índice morfológico	PC1	PC2
Índice de compressão	-0,153	-0,243
Índice de depressão	-0,052	-0,095
Posição relativa dos olhos	0,126	-0,013
Altura relativa da boca	-0,029	-0,05
Largura relativa da boca	0,038	0,018
Comprimento relativo da cabeça	0,012	-0,005
Largura relativa da cabeça	0,014	-0,037
Altura relativa da cabeça	0,032	-0,001
Índice de protrusão	-0,095	-0,132
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	0,016	0,012
Altura relativa do pedúnculo caudal	0,027	-0,034
Largura relativa d pedúnculo caudal	0,002	-0,017
Área relativa da nadadeira dorsal	0,002	-0,003
Área relativa da nadadeira peitoral	0,001	0,548
Área relativa da nadadeira caudal	0,001	-0,005
Área relativa da nadadeira pélvica	0,001	-0,002
Área relativa da nadadeira anal	-0,001	-0,002
Razão aspecto nadadeira caudal	0,026	-0,025
Razão aspecto da nadadeira anal	-0,695	0,617
Razão aspecto da nadadeira pélvica	0,674	-0,002
Razão aspecto da nadadeira peitoral	0,146	-0,03
Comprimento relativo da nadadeira peitoral	0,013	-0,012
Comprimento relativo da nadadeira pélvica	0,014	-0,011
Índice de compressão do pedúnculo caudal	-0,02	-0,475
Variabilidade explicada %	60,8	27,6
Variabilidade acumulada %	60,8	88,4

Fonte: Do autor (2018).

O primeiro eixo explicou 60,8% da segregação morfológica, sendo que os atributos que mais contribuíram para esta separação foram índice de compressão (IC), razão aspecto da nadadeira pélvica (RAPV), posição relativa dos olhos (PRO) e razão aspecto nadadeira anal (RAA). Dessa forma, os extremos do espaço morfológico foram ocupados por espécies detritívoras da família Loricariidae, que apresentam maior posição relativa dos olhos e nadadeiras pélvicas com maior área, e pelos insetívoros pertencentes à ordem Gymnotiformes, caracterizados por possuírem maior área da nadadeira anal e corpo comprimido (Figura 3, Tabela 6).

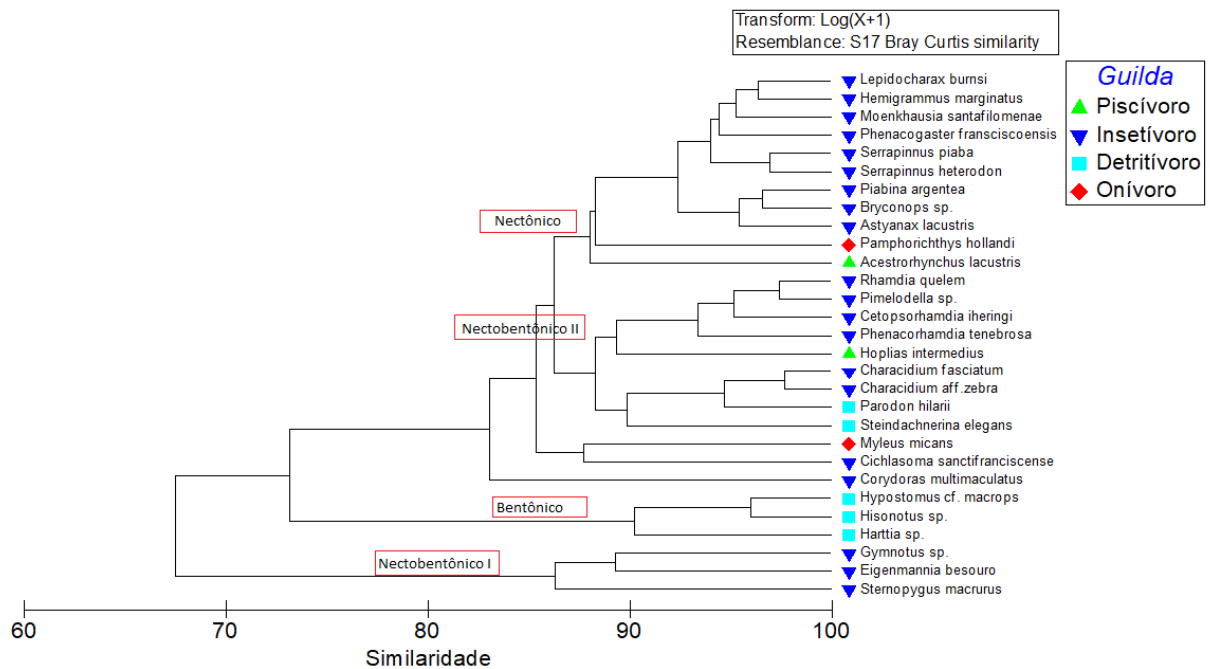
O eixo 2 explicou 27,6% da variação, evidenciando a segregação nos extremos do espaço morfológico, dos grupos dos insetívoros (Gymnotiformes) com maiores áreas das nadadeiras anal e peitoral e o grupo dos onívoros que apresentaram pedúnculo caudal e formato corporal mais comprimido, um terceiro grupo situado no meio, apresenta espécies com formato corporal menos especializado (Figura 3, Tabela 6).

Figura 3- Análise dos Componentes Principais dos atributos morfológicos, das espécies estudadas nos riachos da bacia do rio Pandeiros, MG. Fonte: Do autor (2018).



A análise de agrupamento demonstrou a segregação de três grupos morfológicos relacionados a sua posição na coluna d'água e alimentação: o primeiro grupo formado por peixes nectônicos (caracídeos insetívoros, o piscívoro *Acestrorhynchus lacustris* e o onívoro *Pamphorichthys hollandi*), segundo grupo, os nectobentônicos, subdivididos em dois subgrupos; os nectobentônicos I (Gymnotiformes insetívoros) e nectobentônicos II (heptapterídeos insetívoros: *Rhamdia quelem*, *Pimelodella sp.*, *Cetopsorhamdia iheringi* e *Phenacorhamdia tenebrosa*, *Hoplias intermedius*, e duas espécies de *Characidium* com *Parodon hilarii* e *Steindachnerina elegans*), a separação dos nectobentônicos obedece ao diferente padrão de formato corporal mostrado. O último grupo é conformado por espécies bentônicas (Siluriformes detritívoros) (Figura 4).

Figura 4- Dendrograma dos atributos morfológicos, das espécies estudadas nos riachos da bacia do rio Pandeiros, MG.



Fonte: Do autor (2018).

A análise de DistLM indicou que 19 métricas morfológicas individualmente explicaram significativamente o tipo de dieta das espécies (Tabela 7). Dessas, medidas relacionadas à forma do corpo, pedúnculo caudal, nadadeiras peitoral, pélvica e caudal, assim como medidas do tamanho da cabeça e da boca, explicaram em conjunto 38% da variação da composição da dieta nos riachos avaliados (R^2 ajustado = 0,38, $P < 0,05$) (Tabela 8).

Tabela 7- Resultados marginais (variáveis isoladas) da análise de DistLM entre as variáveis morfológicas e a dieta das espécies de peixes, para os riachos da bacia do rio Pandeiros. São apresentadas apenas as variáveis estatisticamente significativas ($P < 0,05$). (Continua).

Variável	Pseudo-F	P	Proporção
Índice de compressão	15,42	0,001	0,06
Índice de depressão	70,76	0,001	0,22
Posição relativa dos olhos	10,68	0,001	0,04
Altura relativa da boca	21,39	0,001	0,08
Largura relativa da boca	13,48	0,001	0,05
Comprimento relativo da cabeça	29,33	0,001	0,10
Altura relativa da cabeça	7,90	0,001	0,03
Index de protrusão	61,64	0,001	0,19
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	30,85	0,001	0,11
Altura relativa do pedúnculo caudal	3,82	0,015	0,01
Largura relativa do pedúnculo caudal	10,08	0,001	0,04
Área relativa da nadadeira anal	9,82	0,001	0,04
Razão aspecto nadadeira caudal	9,44	0,001	0,04

Tabela 7- Resultados marginais (variáveis isoladas) da análise de DistLM entre as variáveis morfológicas e a dieta das espécies de peixes, para os riachos da bacia do rio Pandeiros. São apresentadas apenas as variáveis estatisticamente significativas ($P < 0,05$). (Conclusão).

Variável	Pseudo-F	P	Proporção
Razão aspecto da nadadeira anal	7,81	0,001	0,03
Razão aspecto da nadadeira pélvica	84,91	0,001	0,25
Razão aspecto da nadadeira peitoral	3,73	0,009	0,01
Comprimento relativo da nadadeira peitoral	9,12	0,001	0,03
Comprimento relativo da nadadeira pélvica	3,85	0,008	0,01
Índice de compressão do pedúnculo caudal	25,30	0,001	0,09

Fonte: Do autor (2018).

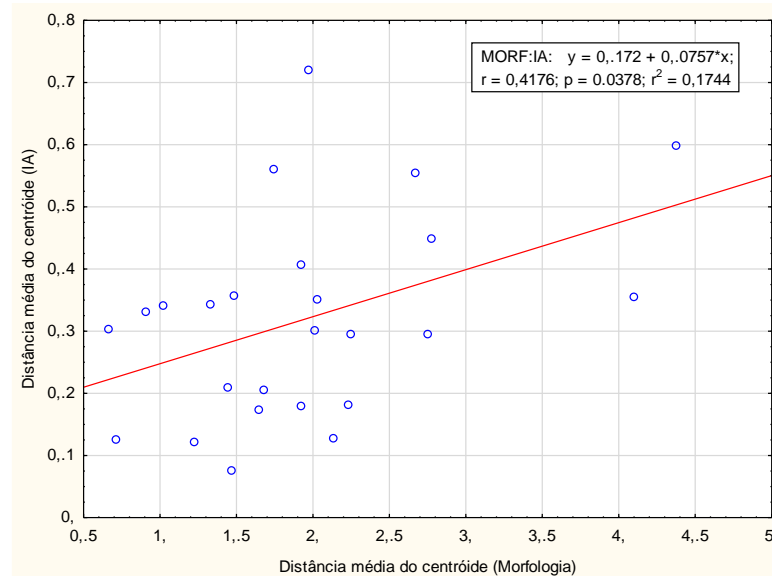
Tabela 8- Resultados do melhor modelo da análise de DistLM entre as variáveis morfológicas e a dieta das espécies de peixes, para os riachos da bacia do rio Pandeiros. São apresentados os valores de cada modelo a partir da adição progressiva de variáveis (método *forward*), até a definição do melhor modelo significativo.

Variável	Adj R ²	Pseudo-F	P
+Razão aspecto da nadadeira pélvica	0,25	84,91	0,001
+Largura relativa do pedúnculo caudal	0,28	13,16	0,001
+Razão aspecto nadadeira caudal	0,30	8,70	0,001
+Razão aspecto da nadadeira peitoral	0,32	9,33	0,001
+Altura relativa do pedúnculo caudal	0,34	7,73	0,001
+Comprimento relativo da cabeça	0,35	6,11	0,001
+Altura relativa da boca	0,36	4,19	0,006
+Índice de depressão	0,37	3,58	0,019
+ Índice de protrusão	0,37	2,77	0,036
+Índice de compressão	0,38	3,57	0,011

Fonte: Do autor (2018).

Foi observada ainda relação significativa ($r = 0,4176$; $p < 0,05$) entre a variação da alimentação e a variação da morfologia entre riachos, indicando que espécies mais variadas morfológicamente são aquelas com maior variação na dieta (Figura 5).

Figura 5- Análise de correlação das matrizes de dieta e ecomorfologia das espécies analisadas nos riachos da bacia do rio Pandeiros, MG.



Fonte: Do autor (2018).

4 DISCUSSÃO

A ictiofauna de riachos de vereda apresentou uma riqueza moderada de espécies, com predomínio de Characiformes e Siluriformes, característica observada em ambientes aquáticos de água doce da América do Sul (AGOSTINHO et al. 2004). A dominância de espécies de pequeno porte (das famílias Characidae e Loricariidae) foi característica de todos os ambientes avaliados. A assembleia de peixes dos riachos estudados utilizou uma grande variedade de recursos alimentares, compostos especialmente por invertebrados aquáticos e terrestres, plantas terrestres, e em menor proporção macrófitas, algas, detritos e peixes. Esta grande oferta alimentícia pode ser originada por diversos fatores. Segundo Allan (1995) em riachos, a disponibilidade de recursos depende marcadamente do ambiente do entorno, que está constantemente fornecendo matéria orgânica e inorgânica, ressaltando a estreita relação entre o meio aquático e o meio terrestre circundante. Por outro lado, fatores espaciais podem influenciar a distribuição longitudinal de recursos, tais como os macroinvertebrados aquáticos (BISPO et al., 2006), refletindo assim numa oferta considerável destes para as comunidades de peixes.

A ictiofauna da área estudada se encontra estruturada em quatro guildas tróficas, refletindo diferentes hábitos alimentares e diversidade de recursos disponíveis para os peixes. A coexistência de diferentes guildas, aponta para uma correlação positiva entre heterogeneidade de habitat, diversidade de peixes e complexidade de relações (SCHLOSSER, 1982). Nosso estudo revelou que a maioria das espécies apresentou hábitos insetívoros, alimentando-se principalmente de insetos aquáticos. A predominância desse item na dieta pode ser explicada

porque nos riachos de menor porte a principal fonte de energia vem de vegetais terrestres (WOOTTON, 1992), que acabam por sustentar a comunidade de invertebrados aquáticos, que se alimentam de matéria orgânica particulada proveniente da vegetação ripária (SCHLOSSER, 1982). De fato, a importância dos insetos aquáticos na alimentação de peixes de riachos é amplamente estabelecida (CASATTI; LANGEANI; CASTRO, 2001; PINTO; UIEDA, 2007; RUSSO; HAHN; PAVANELLI, 2004; UIEDA, 1995). A maior parte das espécies avaliadas foram especialistas, sendo espécies insetívoras e piscívoras principalmente as que apresentaram essa tendência. A especialização de insetívoros foi observada por Nimet et al., (2015), que realça a importância da forma da obtenção de presas. De outro lado, a predação seletiva é uma característica comum entre a maioria dos piscívoros (TURESSON; PERSSON; BRONMARK, 2002). Um grupo de espécies apresentou altos valores de amplitude do nicho trófico, demonstrando pouca seletividade e grande oportunismo na escolha dos alimentos, cabe mencionar que espécies de hábitos onívoros e detritívoros demonstraram essa tendência generalista. Segundo alguns autores os detritívoros são especialistas (POUILLY; BARRERA; ROSALES, 2006; WOLFF; CARNIATTO; HAHN, 2013), mas em nosso estudo se revelaram generalistas, fato que pode estar relacionado ao consumo acidental de outros itens (macrófitas, algas, invertebrados aquáticos e escamas de peixes).

As estruturas morfológicas estão ligadas com aspectos da ecologia das espécies, e refletem condições associadas com o uso do hábitat e dos recursos tróficos (CASATTI; CASTRO, 2006; FERREIRA, 2007; HUGUENY; POUILLY, 1999; TEIXEIRA; BENNEMANN, 2007). A assembleia de peixes apresentou ampla variação morfológica interespecífica, e as análises de agrupamento revelaram a associação das espécies relacionados ao tipo de alimentação e uso vertical dos habitats, evidenciando-se três principais grupos morfológicos. O primeiro grupo conformado por peixes detritívoros que nadam perto do fundo (bentônicos), formado por espécies da família Loricariidae, os quais apresentam corpos deprimidos, alto pedúnculo caudal, lábios modificados em discos orais suctorais, olhos dorsais e nadadeiras peitorais amplas (CASATTI; CASTRO, 1998; HYNES, 1970).

A segunda associação conformada por espécies nectônicas, que são nadadores ativos de meia-água, inclui pequenos caracídeos conhecidos como lambaris ou piabas, que apresentam corpos comprimidos, olhos e nadadeiras peitorais laterais (CASATTI; CASTRO, 2006). Este grupo também engloba a *Ac. lacustris*, que segundo Almeida et al. (1997) e Bennemann et al. (2000) tende a ocupar estratos mais superficiais, e *P. hollandi* que apresenta boca dorsal e hábitos nectônicos. O terceiro grupo considera espécies que vivem em ambientes de meia água, mas que se alimentam e se abrigam nos substratos (nectobentônicos), esse terceiro grupo ainda

foi subdivido em dois, sendo que o primeiro compreende espécies de corpos alongados fusiformes e nadadeiras peitorais expandidas: incluem os Crenuchidae que se alimentam principalmente de larvas aquáticas de insetos e que apresentam hábitos nectobentônicos (CASATTI; CASTRO, 2006), os detritívoros *P. hilarii* e *S. elegans*, os bagres de substratos da família Heptapteridae, que se alimentaram principalmente de larvas aquáticas de insetos (BARRETO; ARANHA, 2005; CASATTI; CASTRO, 2006), *H. intermedius*, que habita ambientes de fundo (OLIVEIRA et al., 1994; SABINO; ZUANON, 1998). Destaca-se neste grupo o agrupamento no espaço morfológico das espécies de *Characidium* e *Parodon*, um claro exemplo de convergência adaptativa, onde espécies pouco relacionadas mostram uma característica similar (CASATTI; CASTRO, 2006). O segundo subgrupo associou espécies insetívoras da ordem Gymnotiforme, que apresentam corpos alongados, nadadeira anal desenvolvidas, nadadeiras peitorais reduzidas e hábitos nectobentônicos (FERREIRA, 2007, GRASSI; HOFLING, 1992, RHAMALLO et al., 2014).

Os resultados revelam clara associação entre atributos morfológicos específicos e comportamento alimentar das espécies. Entre os índices que compõem o melhor modelo que explica essa associação, encontram-se três relacionados com a posição na coluna d'água: razão aspecto da nadadeira pélvica e o índice de depressão, ambos associados à capacidade de equilíbrio dos peixes, e relacionados com espécies de hábitos bentônicos (POUILLY et al., 2003; WATSON; BALON, 1984); e o índice de compressão, onde altos valores indicam peixes de habitats com baixa velocidade da água (GATZ JR., 1979; WATSON; BALON, 1984). No modelo foram ainda selecionadas quatro métricas relacionadas a locomoção: largura relativa do pedúnculo caudal e razão aspecto das nadadeiras peitoral e caudal, valores altos destas medidas são encontrados em peixes que são ativos e contínuos nadadores (BALON; CRAWFORD; LELEK, 1986; OLIVEIRA et al., 2010; WINEMILLER, 1991), como os insetívoros e piscívoros (OLIVEIRA et al., 2010), e a altura relativa do pedúnculo caudal onde valores baixos indicam um alto potencial de manobrabilidade (WINEMILLER, 1991), característico de espécies insetívoras e omnívoras (PAGOTTO, 2011). As outras três métricas do modelo foram relacionadas a forrageamento: comprimento relativo da cabeça, altura relativa da boca e índice de protrusão, todas associadas diretamente ao tamanho e tomada do alimento (COCHRAN-BIEDERMAN; WINEMILLER, 2010; GATZ JR., 1979; HULSEY; LEÓN, 2005; POUILLY et al., 2003; WATSON; BALON, 1984; WINEMILLER, 1991).

A correlação entre a morfologia e ecologia trófica das espécies analisadas foi significativa. Nossos resultados sustentam a hipótese ecomorfológica de que a morfologia dos peixes influencia a seleção de alimentos (WAINWRIGHT; RICHARD, 1995). Dessa maneira,

espécies morfológicamente similares tendem a usar recursos alimentares semelhantes. Variados estudos encontraram relações fortes entre dieta e morfologia (ANDRADE, 2004; GATZ JR., 1979; HUGUENY; POUILLY, 1999; LÓPEZ-FERNÁNDEZ et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2010; PIET, 1998; SAMPAIO; GOULART, 2011; WIKRAMANAYAKE, 1990; WINEMILLER, 1991; WINEMILLER; KELSO-WINEMILLER; BRENKERF, 1995; WOLFF, 2012; XIE, 2001), indicando que morfologia pode ser usada como ferramenta preditiva dos hábitos alimentares. Entretanto, outros estudos não encontraram relações significativas (CASATTI; CASTRO, 2006; DOUGLAS; MATTHEWS, 1992; MOTTA, 1988; MOTTA; NORTON; LUCZKOVICH, 1995; WINEMILLER; ADITE, 1997). Essas discrepâncias podem ser ocasionadas por vários fatores, como o alto nível de oportunismo em peixes de água doce (HUGUENY; POUILLY, 1999), a influência da filogenia entre espécies filogeneticamente próximas (DOUGLAS; MATTHEWS, 1992; MOTTA; NORTON; LUCZKOVICH, 1995) e a seleção de variáveis morfológicas (CASATTI; CASTRO, 2006; POUILLY et al., 2003).

Da mesma forma, a relação também foi significativa para análises intraespecíficas. Espécies que se alimentaram de maior variedade de recursos também apresentaram maior variação na forma do corpo. A diversidade morfológica intraespecífica tem sido amplamente reportada para diferentes espécies de peixes de riachos (BRINSMEAD; FOX, 2002; LANGERHANS et al., 2003; LEAL et al., 2013; NEVES; MONTEIRO, 2003; ROBINSON; WILSON, 1994). Dentre os fatores ecológicos associados nesta variação, a velocidade da água é amplamente citada como um importante fator que pode promover divergência morfológica (BRINSMEAD; FOX, 2002; LANGERHANS et al., 2003; PAKKASMAA; PIIRONEN, 2001). De fato, em nossos resultados, características morfológicas ligadas à capacidade natatória foram significativamente associadas com a dieta. A variação morfológica das espécies pode estar sendo influenciada pelas características particulares dos ambientes avaliados, já que os riachos avaliados apresentaram uma ampla gama de microhabitats disponíveis para a ictiofauna, com grande influência das características do meio físico aquático e da vegetação ripária. Assim, os peixes, estão refletindo no formato corporal as condições do meio nas quais estão inseridas.

5 CONCLUSÃO

Com base no discutido conclui-se que a assembleia de peixes dos riachos avaliados, encontra-se estruturada troficamente em quatro guildas, que por sua vez são sustentadas por

uma grande oferta alimentar, sendo a guilda insetívora predominante. Os padrões de segregação morfológica revelaram que a morfologia, além de estar fortemente associada ao hábito alimentar, reflete aspectos do uso do hábitat. Confirmando-se assim a correlação entre morfologia e o tipo de exploração dos recursos alimentares, dessa forma a morfologia pode ser usada como uma metodologia adequada para a descrição dos aspectos alimentares na área avaliada. Por outro lado, a variação morfológica intraespecífica relacionada com o tipo de dieta, exibida por algumas espécies no estudo, é um indicativo de que cada local apresenta características ambientais particulares, que estão influenciando a coexistência das espécies e compartilhamento dos recursos, que ao final é refletido no formato corporal das espécies, demonstrando assim uma forte relação entre a ictiofauna e seu meio aquático. Portanto, a perda desses ambientes por atividades antrópicas levaria à diminuição de recursos, impactando a integridade das comunidades aquáticas, fato que evidencia a importância da preservação do meio ambiente físico, como forma de preservar as comunidades naturais e todas as suas inter-relações. Os resultados encontrados são um aporte para o conhecimento da estreita relação da comunidade de peixes e seu ambiente, numa pequena bacia com influência de veredas, com escassos estudos sobre a dinâmica da ictiofauna. Informações dos aspectos ecológicos, como o tipo de alimentação de uma comunidade de peixes são importantes para o desenvolvimento de metodologias adequadas para ações de manejo e conservação dos ambientes aquáticos da área avaliada, para isso, é recomendável realizar estudos abrangendo uma escala temporal mais ampla e pesquisas que integrem outras comunidades aquáticas.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. et al. Fish assemblages. In: S.M. THOMAZ; A.A. AGOSTINHO; N.S. HAHN (Eds). **The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden, Backhuys Publishers, p. 223-246, 2004.
- ALENCAR-SILVA, T.; MAILLARD, P. Delimitação e caracterização do ambiente de Vereda: I.O potencial das imagens RADARSAT-1. In: XIII SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2007, Florianopolis, Brazil. Anais... Florianopolis, 2007, p.17.
- ALMEIDA, V.L.L.; HAHN, N.S.; VAZZOLER, A.E.A.M. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). **Ecology of Freshwater Fish**, v. 6, n. 3, p. 123-133, 1997.
- ANDERSON, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32–46.
- ANDERSON, M. J. 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. **Biometrics**, v. 62, p. 245–253, 2001.
- ANDRADE, P. M. **Distribuição, dieta e ecomorfologia das espécies de peixes no sistema do ribeirão Grande, no município de Pindamonhangaba**. 2004. p. 171. Tese (Doutorado) São Paulo, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2004.
- ANTUNES, F. Z. **Caracterização climática**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 17, n. 181, p. 15-19, 1994.
- ALLAN, J. D. **Stream ecology – Structure and function of running waters**. Chapman & Hall, New York, 1995.
- BALON, E. K.; CRAWFORD, S. S.; LELEK, A. Fish communities of the Upper Danube River (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. **Environmental Biology of Fishes**, v. 15, n. 4, p. 243-271, 1986.
- BARRETO, A.P.; ARANHA, J.M.R. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Vol.23, No.3, p. 779-788, ISSN 0101-8185. 2006.
- BARRETO, A.P.; ARANHA, J.M.R. Assembleia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). **Acta Sci**, v. 27, n. 2, p. 153-160, 2005.
- BENNEMANN, S.T.; SHIBATTA, O.A.; GARAVELLO, J.C. **Peixes do rio Tibagi: uma abordagem ecológica**. EDUEL, Londrina. 2000.
- BETHONICO, M. B. M. **Área de proteção ambiental Estadual do Rio Pandeiros-MG: Espaço, Território e atores**. 2009. 290p. Tese (Doutorado). Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009.

BREDA, L., OLIVEIRA, E.F.; GOULART, E. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 27, n. 4, p. 371-381, 2005.

BISPO, P. C. et al. Ephemeroptera , Plecoptera and Trichoptera assemblagens from riffles in mounta in streams of Central Brazil: Enviromental factors inflencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2B, p. 611–622, 2006.

BRINSMEAD, J.; FOX, M. Morphological variation between lake- and stream-dwelling rock bass and pumpkinseed populations. **Journal of Fish Biology**, v. 60, p. 1619-1638, 2002.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal: manual de identificação**. Brasília: Embrapa, 184 p, 1999.

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2, n. 2, p. 1–14, 2002.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 9, n. 3, p. 229-242, 1998.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. Peixes de riachos do parque estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Parana, SP. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, p. 1–15, 2001.

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.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **PRIMER v6: User Manual/ Tutorial**. Plymouth, Primer-E, 190p, 2006.

CLARKE, K.R.;WARWICK, R.M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd ed. Plymouth: PRIMER-E, 2001.

COCHRAN-BIEDERMAN, J. L.; WINEMILLER, K. O. Relationships among hábitat , ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. **Environmental Biology of Fishes**, v. 88, n. 2, p. 143–152, 2010.

COSTA-MILANEZ, C. et al. Are ant assemblages of Brazilian veredas characterised by location or hábitat type?. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 89–99, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.17612>.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. (Eds.). **Insetos imaturos: metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 2006.

DOUGLAS, M. E.; MATTHEWS, W. J. Does morphology predict ecology? Hypothesis a testing fish freshwater stream assemblage. **Oikos**, v. 65, p. 213–224, 1992.

EITEN, G. Vegetação. In: **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**, 2ª ed. (M.N. Pinto, org.). Editora Universidade de Brasília, Brasília, p.17-74, 1994.

ESTEVEES, K. E. ; ARANHA, J. M. R. . Ecologia trófica de peixes de riachos. In E. P. Caramaschi, R. Mazzoni, P. R. Peres-Neto, (Eds.). **Oecologia Brasiliensis**. Rio de Janeiro, Brasil. Serie Oecologia Brasiliensis, 1999. Disponível em: <<http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/view/289/319>>.

FERREIRA, K. M. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guacu basin, Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 3, p. 311–326, 2007.

FONSECA, E. M. B. et al. PCH Pandeiros: uma complexa interface com a gestão ambiental regional. In: BARRETO, P.P.S. (Ed.) SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PEQUENAS E MÉDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS. Anais, Belo Horizonte: Comitê Brasileiro de Barragens, p. 1-16, 2008.

GATZ JR., A. J. Ecological morphology of freshwater stream fishes. **Tulane Studies in Zoology and Botany**, v. 21, n. 2, p. 91–124, 1979.

GOSLINE, W.A. **Functional morphology and classification of teleostean fishes**. Honolulu, University Press of Hawaii. 208p, 1971.

GRASSI, L.E.A.; HOFLING, J.C. Regime alimentar de *Gymnotus* aff. *carapo* em uma lagoa do Ribeirão Pinhal. **Bioikos**, v. 6, n. 1-2, 18-35, 1992.

HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOITEIN, R. Feeding Ecology os curvina *Plagioscion squamosissimus* (HECHEL, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu reservoir and Porto Rico Floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 1997.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus, INPA. 724p. 2014.

HYNES, H. B. N. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculatus* e *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. **Journal of Animal Ecology**, v. 19, p. 36-57, 1950.

HYNES, H. B. N. **The ecology of running waters**. University of Toronto Press, Toronto, Canada. 1970.

HUGUENY, B.; POUILLY, M. Morphological correlates of diet in an assemblage of West African freshwater fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 54, p. 1310–1325, 1999.

HURLBERT, S. H. The measurement of niche overlap and some relatives. **Ecology**, v. 59, p.67 – 77, 1978.

HULSEY, C. D.; LEÓN, F. J. G. D. E. Cichlid jaw mechanics : linking morphology to feeding specialization. **Functional Ecology**, v. 19, p. 487–494, 2005.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis, a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v.17, p. 411-429, 1980.

IEF - Instituto Estadual de Florestas. **Bacia do Rio Pandeiros**. Januária: Instituto Estadual de Florestas, 5f. Mimeografado. 2006.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Dados do período de 1912-2010. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/> Acesso em: 08/10/2017.

INOUE, L. A. K.; NETO, C. D. S.; MORAES, G. Clove oil as anaesthetic for juveniles of matrinxã *Brycon cephalus* (Gunther, 1869). **Ciencia Rural Santa Maria**, v. 33, n. 5, p. 943–947, 2003.

JACKSON, D.A. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. **Ecology**, 74(8): 2204–2214, 1993.

JUNQUEIRA, N. T. **Ictiofauna de riachos da bacia do rio Aráguari, MG: Estrutura, composição, e relações com aspectos geográficos e amostrais**. 2011. 85 pp. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada). Universidade Federal de Lavras, MG. 2011.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. **Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes**. Boletim Instituto oceanografico da USP, v. 29, n. 2, p. 205–207, 1980.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. Menlo Park, Benjamin/Cummings. 620pp, 1999.

LANGERHANS, R. B. et al. Hábitat -associated morphological divergence in two Neotropical fish species. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 80, p. 689–698, 2003.

LEAL, C. G. et al. Variações ecomorfológicas e de uso de hábitat em *Piabina argentea* (Characiformes, Characidae) da bacia do rio das Velhas, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 103, n. 3, p. 222–231, 2013.

LEITÃO, R. P. et al. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, p. 1–9, 2016.

LÓPEZ-FERNÁNDEZ, H. et al. Diet-Morphology Correlations in the Radiation of South American Geophagine Cichlids (Perciformes: Cichlidae: Cichlinae). **Plos One**, v. 7, n. 4, p. 1–14, 2012.

MÉRIGOUX, S.; PONTON, D. Body shape, diet and ontogenetic diet shifts in young fish of the Sinnamary River, French Guiana, South America. **Journal of Fish Biology**, v. 52, p. 556–569, 1998.

MOTTA, P. J. Functional morphology of the feeding apparatus of ten species of Pacific butterflyfishes (Perciformes, Chaetodontidae): an ecomorphological approach. **Environmental Biology of Fishes**, v. 22, n. 1, p. 39–67, 1988.

MOTTA, P. J.; NORTON, S. F.; LUCZKOVICH, J. J. Perspectives on the ecomorphology of bony fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 44, p. 11–20, 1995.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

NEVES, F.; MONTEIRO, L. R. Body shape and size divergence among populations of *Poecilia vivipara* in coastal lagoons of south-eastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 63, p. 928–941, 2003.

NEVES, W. V. **Avaliação da vazão em bacias hidrográficas com veredas, em diferentes estádios de conservação, na Apa Do Rio Pandeiros - MG**. 2011, p.85, Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

NIMET, J. et al. Trophic structure of fish fauna along the longitudinal gradient of a first-order rural stream. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 4, p. 381–393, 2015.

NUNES, Y. R. F. et al. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. **MG.BIOTA**, v. 2, n. 2, p. 4–17, 2009.

OLIVEIRA, R.D. **Hábitos e comportamento alimentar da traíra, *Hoplias malabaricu* (Erythrinidae) em alagados de vazante, município de Santo Antônio de Leverger, MT**. 1994, p.26. Monografia, Instituto de biociências. Cuiabá, MT, 1994.

OLIVEIRA, E. F. et al. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: Effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 3, p. 569–586, 2010.

PADOVESI-FONSECA, C. **Caracterização dos ecossistemas aquáticos do cerrado**. In: A. SCARIOT; J.C. SOUZA-SILVA; FELFILI, M. E. (Ed.). **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 415–429, 2006.

PAGOTTO, J. P. A et al. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. **Brazilian Journal of Biology**, v.71, p. 469-479, 2011

PAKKASMAA, S.; PIIRONEN, J. Water velocity shapes juvenile salmonids. **Evolutionary Ecology**, Dordrecht, v. 14, p. 721–730, 2001.

PERES-NETO, P. R. Alguns metodos e estudos em ecomorfologia de peixes de Riachos. In: CARAMASCHI, EP; MAZZONI, R; PERES-NETO, P. (Ed.). **Ecologia de peixes de riacho. Río de Janeiro**, Brasil: Serie Oecologia Brasiliensis, p. 210–236, 1999.

PIET, G. J. Ecomorphology of a size-structured tropical freshwater fish community. **Environmental Biology of Fishes**, v. 51, p. 67–86, 1998.

PINTO, T. L. F.; UIEDA, V. S. Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: Are there spatial and seasonal differences in their selectivity?. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 67–78, 2007.

POUILLY, M. et al. Dietary-morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. **Journal of Fish Biology**, v. 62, n. 5, p. 1137–1158, 2003.

POUILLY, M.; BARRERA, S.; ROSALES, C. Changes of taxonomic and trophic structure of

fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). **Journal of Fish Biology**, v. 68, n. 1, p. 137–156, 2006.

RAMALHO, W.P et al. Impacto do assoreamento sobre a diversidade de peixes em igarapés de um complexo vegetacional de campinarana no noroeste do Acre, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 9, n. 2, p. 105-114, 2014.

REZENDE, R. DE S.; SANTOS, A. M. DOS; GONÇALVES, J. F. Avaliação ambiental do rio Pandeiros utilizando macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água. **Ecologia Austral**, v. 22, n. 3, p. 159–169, 2012.

ROBINSON, B. W.; WILSON, D. S. Character release and displacement in fishes: a neglected literature. **The American Naturalist**, v. 144, n. 4, p. 596–627, 1994.

RUSSO, M. R.; HAHN, N. S.; PAVANELLI, C. S. Resource partitioning between two species of *Bryconamericus* Eigenmann, 1907 from the Iguazu river basin, Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 26, n. 4, p. 431–436, 2004.

SABINO, J.; ZUANON, J. A stream fish assemblage in central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 8, p. 201-210. 1998.

SAMPAIO, A. L. A.; GOULART, E. Ciclídeos neotropicais: Ecomorfologia Trófica. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 775–798, 2011.

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.

SOARES, B. E.; RUFFEIL, T. O. B.; MONTAG, L. F. DE A. Ecomorphological patterns of the fishes inhabiting the tide pools of the Amazonian coastal zone, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 4, p. 845–858, 2013.

STRAHLER A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, v. 38, p. 913-920, 1957.

STATSOFT INC. 2005. STATISTICA 7.Ink (data analysis software www.statsoft.com system), version 7.

SUZUKI, H. I., et al. **Reproductive ecology of the fish assemblages**. Pp. 271-291. In: Thomaz, S. M.; A. A. Agostinho & N. S. Hahn (Eds.). The upper Paraná River and its floodplain: physical aspect, ecology and conservation. Leiden, Backhuys Publishers, 393p. 2004.

TEIXEIRA, I.; BENNEMANN, S. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 67–76, 2007.

TURESSON, H.; PERSSON, A.; BRONMARK, C. Prey size selection in piscivorous pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) includes active prey choice. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 11, p. 223–233, 2002.

UIEDA, V.S. **Comunidade de peixes de um riacho litorâneo: composição hábitat e**

- hábitos**.1995, 229p. Tese (Doutorado), Universidade Estadual de Campinas, Campinas,1995.
- VAZZOLER, A. M. A. M. 1996. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá, EDUEM - SBI, 169p.
- VIEIRA, F. et al. **Peixes do Quadrilátero Ferrífero: guia de identificação**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2015.
- WAINWRIGHT, P. C.; RICHARD, B. A. Predicting patterns of prey use from morphology of fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 44, p. 97–113, 1995.
- WAINWRIGHT, P. C. **Ecomorphology of prey capture in fishes**. In: Saksena, E. (Ed.). *Advances in Ichthyological Research*. Gwalior, Jiwaji University Press. p. 375-387,1999.
- WAINWRIGHT, P.C.; BELLWOOD, D.R.; WESTNEAT, M.W. Ecomorphology of locomotion in labrid fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 65, p. 47-62, 2002.
- WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. **Journal of Fish Biology**, v. 25, p. 371–384, 1984.
- WIKRAMANAYAKE, E. D. Ecomorphology and biogeography of a tropical stream fish assemblage: evolution of assemblage structure. **Ecology**, v. 71, p. 1756–1764, 1990.
- WILLIS, S.; WINEMILLER, K. O.; LOPEZ-FERNANDEZ, H. Hábitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. **Oecologia**, v. 142, p. 284–295, 2005.
- WINEMILLER, K. O. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. **Ecological Monographs**, v. 61, n. 4, p. 343–365, 1991.
- WINEMILLER, K. O.; ADITE, A. Convergent evolution of weakly electric fishes from floodplain habitat s in Africa and South America. **Environmental Biology of Fishes**, v. 49, p. 175–186, 1997.
- WINEMILLER, K. O.; KELSO-WINEMILLER, L. C.; BRENKERF, A. L. Ecomorphological diversification and convergence in fluvial cichlid fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 44, p. 235–261, 1995.
- WOLFF, L. L. **Assembleias de peixes de um riacho da encosta Atlântica, Brasil: estrutura espacial, uso dos recursos alimentares e relações ecomorfológicas**. 2012. p. 94. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Maringá, 2012.
- WOLFF, L. L.; CARNIATTO, N.; HAHN, N. S. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 2, p. 375–386, 2013.
- WOOTTON, R.J. 1992. **Fish ecology**. Chapman and Hall, New York.
- XIE, S. Dietary-morphological relationships of fishes in Liangzi Lake, China. **Journal of Fish Biology**, v. 58, n. 6, p. 1714–1729, 2001

ANEXO A

Tabela 1- Ocorrência e abundancia das espécies encontradas nos pontos amostrados nos riachos da bacia do rio Pandeiros, MG. (Continua)

Espécie / Ponto	P-005	P-029	P-044	P-049	P-055	P-057	P-077	P-090	P-1226	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	Total	
Familia Acestrorhynchidae																											
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>										1												10				11	
Familia Characidae																											
<i>Astyanax lacustris</i>	2	2		2	8				1	4	10		2	3					3	46		13	1	3	88	188	
<i>Astyanax sp.</i>	19	20	15	48	29		2	2	14	8	21	1	1	2	1	5	1		10	63	12	35	1	9	78	397	
<i>Bryconops sp.</i>								6	26	49		9	23				6				6	50				1	176
<i>Hemigrammus marginatus</i>								26					60	3			25							7		121	
<i>Lepidocharax burnsi</i>	36	49		160	18	8			11	12	5	6		13	19	62		20	23				29	13		484	
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>																							1			1	
<i>Myleus micans</i>					2				1	3	2				2						1				13	24	
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>								7					2				9					1		2		22	
<i>Piabina argentea</i>					2				31	2		2			1	1							3			43	
<i>Serrapinnus heterodon</i>				2	47				1		3					1		2	8			45	1	1	10	121	
<i>Serrapinnus piaba</i>				1	7				1			3			1							32				45	
Familia Crenuchidae																											
<i>Characidium fasciatum</i>									34	20	1	3			5			23	8		6	12	7	1		120	
<i>Characidium aff. zebra</i>	30			60	33	30	7	1	4	13	21	12	4	1	2	6	2	2	6	53	3	80	4	7	10	391	
Familia Erythrinidae																											
<i>Hoplias intermedius</i>			1	4	2			2	1	2	2		1	1		1	2		1			1		1	1	23	
Familia Parodontidae																											
<i>Parodon hilarii</i>			1		6			2	1			1		1											1	13	
Familia Curimatidae																											
<i>Steindachnerina elegans</i>		1								1										1		27			1	31	
Familia Gymnotidae																											
<i>Gymnotus sp.</i>			9																					1		10	
Familia Sternopygidae																											
<i>Eigenmannia besouro</i>		1			1		3		4	2					1	1		1						5		38	
<i>Sternopygus macrurus</i>			5									2		1							1					9	
Familia Heptapteridae																											

Tabela 1- Ocorrência e abundancia das espécies encontradas nos pontos amostrados nos riachos da bacia do rio Pandeiros, MG. (Conclusão).

Espécie / Ponto	P-005	P-029	P-044	P-049	P-055	P-057	P-077	P-090	P-1226	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	Total	
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	3		9		15	7	1		1	1				4	10			3	2		2		4	13		75	
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	5	1	24		1	4	7		4	1		5		2	2	9					5	1	4	2		77	
<i>Pimelodella sp.</i>			2		1																25		11		5	44	
<i>Rhamdia quelen</i>			3	2		3	4	1					5	1	1			1	1		49	8	1	1	1	48	130
<i>Rhamdiopsis microcephala</i>																					3					3	
Familia Callichthyidae																											
<i>Corydoras multimaculatus</i>								1		1				1				1					1			5	
Familia Loricariidae																											
<i>Harttia sp.</i>							8		14	1										1			1			25	
<i>Hisonotus sp.</i>	14	20		31	40		8		28	23	13	21	62	25	49	65	3	2	3		32	14	9	101		563	
<i>Hypostomus cf. macrops</i>	8	3	3	14	30	5	11	4	34	26		9	8	11	22	15	4	7	36	1		3	14	14		282	
<i>Hypostomus sp.</i>			45		1	6			1							1				6				11		71	
Familia Poeciliidae																											
<i>Pamphorichthys hollandi</i>		15		38				6	1		4						5									69	
<i>Poecilia reticulata</i>									1				1												1	3	
Familia Cichlidae																											
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>		8	13	3			1	7		1			2		2	1	7						1	4		50	
Total	117	120	151	365	243	63	52	65	214	171	78	78	171	69	118	168	66	61	101	219	104	327	97	204	243	3665	

Fonte: Do autor (2018).

ARTIGO 2

FONTES DE ENERGIA E INFLUÊNCIA DO HÁBITAT NA ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE PEIXES DE RIACHOS DE UM SISTEMA DE VEREDAS

Artigo redigido sob as normas do MANUAL DE NORMALIZAÇÃO E ESTRUTURA DE TRABALHOS ACADÊMICOS: TCCS, MONOGRAFIAS, DISSERTAÇÕES E TESES - 2a edição revista, atualizada e ampliada seguindo a norma para publicação periódica científica NBR 6022 (ABNT, 2003a).

RESUMO

Os riachos tropicais apresentam uma importante entrada de recursos provenientes do ambiente do entorno, porém, atualmente existe pouca informação sobre a importância relativa das fontes de carbono para os consumidores em riachos. No presente estudo, foi investigado mediante a análise de dieta das comunidades de peixes as fontes de energia que sustentam a cadeia trófica da ictiofauna de riachos inseridos num sistema de veredas na bacia do rio Pandeiros e determinamos que variáveis ambientais (físicas e químicas) influenciam a alimentação da comunidade de peixes do sistema aquático. Os peixes foram coletados em 25 pontos nos riachos da bacia do rio Pandeiros. Foram analisadas 29 espécies, foram identificados os principais itens consumidos e calculou-se o índice alimentar para cada espécie. Determinamos a contribuição percentual na dieta das categorias alimentares (alóctones, autóctones, detritos e peixes). Calculamos 244 métricas ambientais em cada ponto, e as métricas foram divididas em 8 categorias. Executamos análises de componentes principais (PCA) que indicaram as variáveis mais relevantes para cada categoria: substrato (7), tipo de fluxo (8), abrigos de peixes (7), cobertura vegetal (6), morfologia de canal (7), restos de madeira (5), impacto humano (4) e físico-químicas (5). Utilizamos o modelo de regressão linear baseado na distância (DistLM) para determinar as principais variáveis que explicam o tipo de alimentação dos peixes. Encontramos que os recursos de origem autóctone, principalmente insetos aquáticos, foram a categoria mais consumida. Variáveis ambientais relacionadas com o aporte da cobertura vegetal ripária ao leito, tipo de fluxo, abrigo para peixes e substrato, explicaram quase que na totalidade (93%) o tipo de alimentação registrada pelos peixes e indiretamente a entrada de recursos ao ecossistema aquático estudado. Concluímos que os recursos de origem autóctone representam a fonte principal de matéria orgânica que sustenta a comunidade de peixes. Ressalta-se a importância da vegetação ripária, que indiretamente sustenta a comunidade de peixes e das características físico-químicas na área avaliada, que devem ser mantidas como forma de assegurar a entrada de energia ao sistema aquático. Recomendamos ações de preservação das veredas, zonas ripárias e microhabitats dos ambientes avaliados para garantir o suporte de recursos para os ambientes aquáticos da área estudada.

Palavras-chave: Cerrado. Ictiofauna. Recursos autóctones. Riachos de vereda. Fontes de energia.

ABSTRACT

Tropical streams have a significant inflow of resources from the surrounding environment, but little information is currently available on the relative importance of carbon sources to consumers in streams. Thus, in the present study, we investigate through diet analysis of fish communities the energy sources that support the trophic chain of the ichthyofauna of streams inserted in a system of “veredas” in the Pandeiros river basin and to determine environmental variables (physical and chemical) that influence the trophic structure of the fish community of the aquatic system. The fish were collected in 25 points in streams of the Pandeiros river basin. Was analyzed 29 species, was identified the main items consumed e calculated the feed index for each specie. We determined the percentage of contribution in the diet of the food categories (allochthones, autochthonous, detritus and fish). We calculated 244 environmental metrics at each point, and the metrics were divided into 8 categories. We performed principal component analyzes (PCA) that indicated the most relevant variables for each category: substrate (7), flow type (8), fish shelters (7), plant cover (6), channel morphology (7), remains of wood (5), human impact (4) and physicochemical (5). We used the linear regression model based on distance (DistLM) to determine the main variables that explain the type of fish feed. We found that autochthonous resources, mainly aquatic insects, were the most consumed category. Environmental variables related to the contribution of the riparian vegetation cover, flow type, fish shelter and substrate, explained almost completely (93%) the type of feed recorded by the fish and indirectly the inflow of resources to the studied aquatic ecosystem. We conclude that autochthonous resources represent the main source of organic matter that sustains the fish community. The importance of the riparian vegetation, which indirectly supports the aquatic insects found and on which the fish depend for their feed and the physical and chemical characteristics of the evaluated areas, must be maintained as a way of ensuring the entry of energy to the aquatic system. We recommend actions to preserve the “veredas”, riparian zones and microhabitats of the evaluated environments to guarantee the support of resources for the aquatic environments of the studied area.

Keywords: Cerrado. Ichthyofauna. Autochthonous resource. Vereda’s streams. Energy source.

1 INTRODUÇÃO

Riachos, em função de seu pequeno porte, são facilmente influenciados pelas mudanças em pequena escala nas condições locais (RINCÓN, 1999). Nestes ambientes, os organismos aquáticos apresentam estreita relação com seu meio terrestre, dos quais são dependentes para a manutenção dos processos ecológicos que ocorrem dentro do sistema (CASATTI, 2010). Por outro lado, qualquer mudança ou impacto nas variáveis ambientais será refletido na integridade das comunidades aquáticas (CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006; FERREIRA; CASATTI, 2006; OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005).

As comunidades de rios e riachos tropicais apresentam teias tróficas sustentadas por uma grande disponibilidade de alimento e heterogeneidade dos habitats (FINLAY; KHANDWALA; POWER, 2002). Estas teias alimentares são fornecidas por uma complexa mistura de recursos alóctones e autóctones (ESTEVES; ARANHA, 1999). Autores como Vannote et al. (1980), Lowe-McConnell (1987), Allan (1995), Collins et al. (2016), indicam que os riachos apresentam pouca produção primária e as comunidades são dependentes da entrada de recursos alóctones provenientes do ambiente terrestre próximo; entretanto, outros estudos inferem que as redes alimentares de riachos são altamente influenciadas por recursos provenientes do mesmo ambiente aquático (ESTEVES; LOBÓN-CERVIÁ, 2001; CARROLL; THORP; ROACH, 2016; CASATTI, 2002; LAU; LEUNG; DUDGEON, 2009; ROLLA; ESTEVES; AVILA-DA-SILVA, 2009). Conhecer a origem das fontes alimentares de um sistema poderia esclarecer o fluxo de energia e intercâmbio de nutrientes que ocorre no sistema aquático e revelar características e relações entre as comunidades e seu entorno. O aporte de cada recurso é diferente em cada sistema aquático, contudo, atualmente existe pouca informação sobre a importância relativa das fontes de carbono para os consumidores em riachos, sendo um desafio considerável determinar a contribuição de cada recurso para níveis tróficos superiores (ALLAN; CASTILLO, 2007).

Os peixes de riachos são caracterizados por espécies de pequeno porte (CASTRO, 1999), dependentes em grande parte da vegetação ripária para alimentação, reprodução e abrigo (CASTRO; MENEZES, 1998), exercem grande influência nas comunidades aquáticas com seu papel na estrutura das cadeias alimentares (MOTTA; UIEDA, 2004). Eles consomem uma variedade de alimentos provenientes do sistema aquático ou de fontes terrestres, sendo refletida na sua dieta a importância das fontes de matéria orgânica (GOULDING, 1980). Além disso, diversos estudos indicam forte associação dos peixes de riachos com as características locais

do hábitat (ANGERMEIER; KARR, 1983; FLECKER, 1997; BÜHRNHEIM; COXFERNANDES, 2003), sendo que condições ambientais do sistema aquático podem determinar e estruturar a fauna de peixes (MATOS; CARMO; MELO, 2013). Uma questão importante é determinar as variáveis que estão relacionadas com aspectos ecológicos dos peixes, já que alterações nas propriedades ambientais provocara mudanças na distribuição e estrutura das assembleias de peixes (MARET; ROBINSON; MINSHALL, 1997).

As veredas são um tipo de fitofisionomia do Cerrado (EITEN, 1994), essenciais para a manutenção hídrica e da diversidade biológica (FAGUNDES; FERREIRA, 2016). A Área de Proteção Ambiental do rio Pandeiros (APA-Pandeiros), localizada ao norte de Minas Gerais, abrange um grande número de riachos que são sustentados por um significativo sistema de veredas (NUNES et al., 2009). A ictiofauna desses riachos foi escassamente explorada, na atualidade essa região se encontra ameaçada por vários fatores antrópicos (NEVES, 2011), que estão ocasionando o assoreamento dos sistemas aquáticas, e afetando as comunidades aquáticas inseridas. Considerando a importância do fluxo de energia entre os sistemas terrestres e aquáticos e as características do meio físico, para a manutenção e estruturação das assembleias de peixes, no presente trabalho foi avaliada uma comunidade de peixes de riachos pouco explorada da bacia do rio Pandeiros inseridos num sistema de veredas, com o objetivo de determinar: (i) qual é a principal fonte de energia (alóctone ou autóctone) que sustenta a ictiofauna, e (ii) as variáveis ambientais que influenciam a alimentação da comunidade de peixes.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

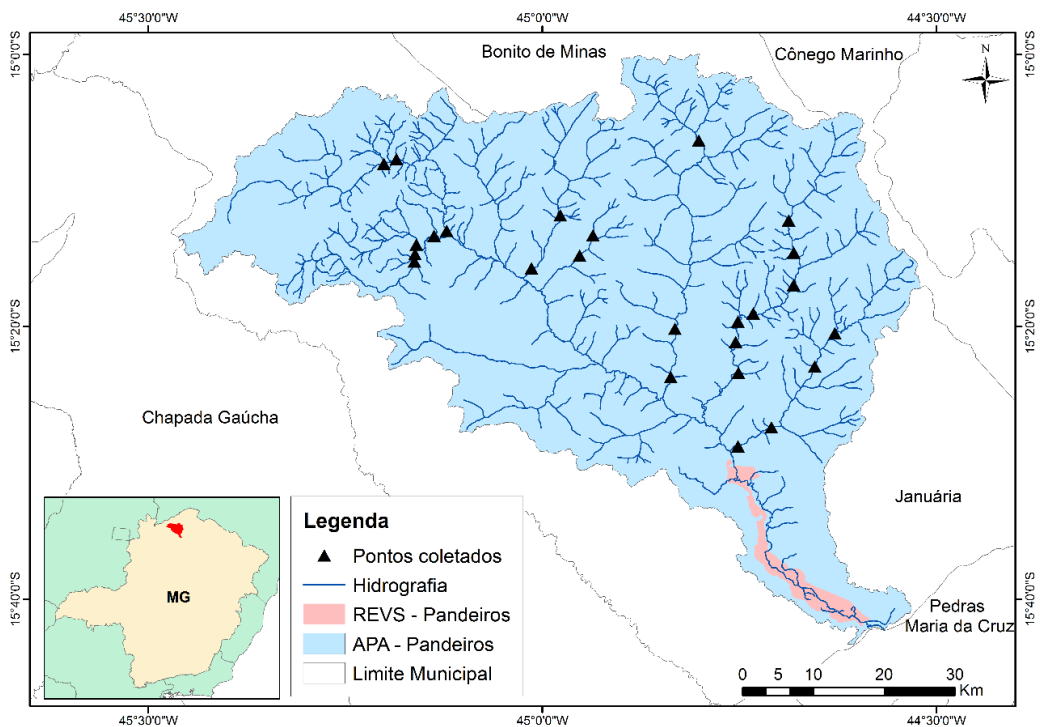
2.1 Área de estudo

A bacia do rio Pandeiros se encontra localizada na região norte do estado de Minas Gerais, é um importante afluente da margem esquerda do rio São Francisco (IEF, 2006). O rio Pandeiros possui aproximadamente 145 km de extensão, abrange os municípios de Januária, Bonito de Minas e Cônego Marinho e seus principais afluentes pela margem esquerda são os riachos Pindaibal, São Pedro, Alegre, enquanto os da margem direita são os riachos São Domingo e Catolé, e Borrachudo e Macaúbas (REZENDE; SANTOS; GONÇALVES, 2012). A bacia do rio Pandeiros compreende duas unidades de conservação: a Área de Proteção (APA-Pandeiros) e o Refúgio Estadual da Vida Silvestre (REVS), uma Unidade de Conservação de

proteção integral de aproximadamente 6 mil ha (BETHONICO, 2009).

O estudo foi realizado em 25 pontos distribuídos em riachos de terceira e quarta ordem (STRAHLER, 1957) da bacia do rio Pandeiros. A malha hidrográfica foi avaliada segundo a classificação de Strahler, com base no Mapeamento Sistemático Brasileiro (escala 1:100.000). Devido às características deste mapeamento e às condições climáticas na região, os canais de 1ª e 2ª ordem que são intermitentes foram descartados, foi considerado uma distância mínima de 1 km entre os pontos (Figura 1).

Figura 1- Mapa da bacia do rio Pandeiros (MG), com os locais de amostragem.



Fonte: Do autor (2018).

O clima na região é tipificado como tropical úmido com estações secas e chuvosas bem definidas (ANTUNES, 1994), com amplitude térmica média anual compreendida entre os 21°C e 24°C e precipitação média anual em torno dos 1 057,4 mm (INMET, 2016).

2.2 Medida de variáveis do hábitat físico

A amostragem foi realizada ao final da estação chuvosa, entre março e abril de 2016. A estrutura física dos riachos foi avaliada usando a metodologia baseada nos procedimentos da *Environmental Protection Agency - Unites States* (EPA-US) (PECK et al., 2006). Esta metodologia fornece informação sobre um conjunto de 244 variáveis classificadas em oito

categorias: morfologia do canal (26 variáveis), tipo de substrato (24 variáveis), tipo de fluxo (23 variáveis), diversidade de abrigos para peixes (35 variáveis), vegetação ripária (37 variáveis), restos de madeira (60 variáveis), perturbações humanas presentes (28 variáveis) e variáveis físico-químicas (11) (Tabela MS1). As variáveis do hábitat físico foram mensuradas ao longo de uma extensão do trecho amostrado, que foi definida como 40 vezes a largura média de cada ponto avaliado. Cada trecho amostrado foi dividido em 10 seções longitudinais equidistantes delimitados por 11 transectos.

Para caracterizar os riachos foram registradas medidas de profundidades do talvegue (porção mais profunda do canal), a presença de sedimento fino, barras de canal e canais laterais em dez pontos equidistantes ao longo de cada seção. Também foi determinado visualmente o tipo de fluxo do canal e avaliada a presença de madeira no leito. Foi ainda obtida a declividade pelo método da mangueira, que consiste em determinar a diferença de nível esticando horizontalmente uma mangueira no sentido da inclinação do riacho, e a vazão pelo método do objeto flutuante. Em cada transecto foram mensuradas as características do canal do riacho e a zona ripária. A profundidade, o tipo do substrato e a porcentagem de imersão foram determinados através de uma inspeção visual do leito em cinco pontos equidistantes ao longo de cada transecto. A cobertura do dossel foi avaliada usando um medidor de densidade florestal (densiômetro) (LEMMON, 1957). A abundância de possíveis abrigos de peixe (algas, macrófitas, restos de madeira, raízes de árvores, bancos de folhas, vegetação pendente, margens submersas, pedras e estruturas artificiais), foi determinada e quantificada visualmente a cada 5 m em direção da montante e a jusante de cada transecto. Foram determinados os ângulos das margens com um clinômetro e, para medir margens submersas, foi utilizada uma fita métrica. Foram ainda registradas as larguras do canal e largura molhada do canal, alturas do canal e da incisão da margem. O tipo de vegetação ripária foi avaliado visualmente baseado num quadrante de 10 m² em cada margem no caso de cada transecto, e a análise foi conduzida em quatro níveis: cobertura de dossel, sub-bosque, cobertura do solo, cobertura de solo desnudo. Também foram identificados visualmente potenciais impactos humanos na área e sua distância das margens.

Foram aferidos em campo 11 variáveis físico-químicas da água: temperatura (C°), oxigênio dissolvido (ml/L), pH, condutividade elétrica (us/s), alcalinidade (mEq/L CO₂), sólidos totais (ppm), turbidez (NTU), fósforo total (µg/L), nitrogênio total (µg/L), clorofila (µg/L) e feofitina (ug/L), mediante equipamentos analíticos portáteis para cada ponto amostrado. Após o preenchimento do protocolo em campo os dados foram organizados em

planilhas e foram calculadas métricas segundo os procedimentos descritos em (KAUFMANN et al., 1999).

2.3 Coleta e identificação dos peixes

Os peixes foram coletados no sentido jusante-montante utilizando duas peneiras com 80 cm de diâmetro e malha de tela mosquiteira, e uma rede de arrasto (4,0 m de comprimento, 2,0 m de altura, 5,0 mm de malha). Cada ponto de amostragem foi dividido em 10 seções para a coleta dos peixes. Padronizou-se um tempo máximo de amostragem de 12 minutos por cada seção e de duas horas por ponto (JUNQUEIRA, 2011). Os peixes foram anestesiados em uma solução de eugenol a 5% e depois fixados com uma solução de formol a 10% (INOUE; NETO; MORAES, 2003). Após a preservação do material, os indivíduos foram identificados com auxílio de chaves dicotômicas especializadas (BRITSKI; SILIMON; LOPES, 1999; VIEIRA et al., 2015) e com o auxílio das descrições originais e consultas a especialistas.

2.4 Análise do conteúdo estomacal

A estrutura trófica da comunidade de peixes dos riachos da bacia do rio Pandeiros foi avaliada em cada ponto de amostragem. Assim, de cada ponto foram selecionados exemplares adultos disponíveis de cada espécie. Para as análises foram utilizadas espécies inclusive com espécies com abundância limitada (baixo número de indivíduos), levando em consideração a importância das espécies raras na estruturação de uma comunidade (LEITÃO et al., 2016). Os estômagos dos espécimes selecionados foram retirados e preservados em álcool 70%. Os conteúdos estomacais foram separados em itens e posteriormente identificados usando um microscópio estereoscópico até o mínimo nível taxonômico possível usando chaves e manuais de identificação para grupos de insetos aquáticos (COSTA; IDE; SIMONKA, 2006; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010; HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014).

Para a análise da dieta os itens alimentares identificados foram agrupados em 10 categorias: material vegetal terrestre, insetos terrestres, invertebrados terrestres, material vegetal aquático, insetos aquáticos, invertebrados aquáticos, peixes (incluindo escamas), detritos, sedimento e restos não identificados (RNI). Os dados dos Índices alimentares de cada categoria determinados no primeiro artigo, foram utilizados para as análises de dieta no presente

artigo.

2.5 Análise dos dados

2.5.1 Dieta

Para determinar a contribuição das principais fontes de energia, as categorias alimentares foram agrupadas dentro de quatro grandes grupos: recursos alóctones (material vegetal, insetos e invertebrados terrestres), autóctones (material vegetal, insetos e invertebrados aquáticos), peixes (peixes e escamas) e detritos (detritos e sedimento), sendo descartados da análise os itens não identificados. Para cada ponto amostrado, o índice alimentar, relacionado às categorias alóctone, autóctone, detritos e peixes, foi multiplicado para cada espécie por sua abundância e biomassa relativa, obtendo-se a porcentagem da abundância ou biomassa da comunidade sustentada por cada uma das categorias alimentares. Para verificar as diferenças na contribuição entre os recursos alóctones e autóctones, para biomassa e número de indivíduos nos riachos, foi realizado um teste *t*, utilizando os valores de contribuição de cada recurso. Para a análise entre locais, só espécies que estiveram presentes em mais de quatro pontos amostrados foram utilizadas. Nesta análise, foi empregada a matriz de similaridade de distância Euclidiana. O nível de significância estatística adotado para as análises foi $p < 0,05$.

2.5.2 Variáveis do hábitat físico

Para determinar possíveis correlações entre o conjunto de 244 variáveis do hábitat físico / químico, com o consumo de itens alimentares pelos peixes, inicialmente foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) dentro de cada grupo das oito categorias de variáveis ambientais, com a finalidade de eliminar métricas ambientais redundantes. A partir desta análise foram escolhidas as variáveis mais explicativas de cada eixo. Assim, foram selecionadas sete variáveis para substrato, oito para tipo de fluxo, sete para abrigos de peixes, seis para cobertura vegetal, sete para morfologia de canal, cinco para restos de madeira, quatro para impacto humano, e cinco variáveis físico-químicas, totalizando 49 métricas (Tabela 1).

Tabela 1- Variáveis do hábitat usadas nas análises estatísticas. São detalhados valores Máximos (Max), mínimos (Min) e desvio padrão (DP).

Variável	Max	Min	DP	Variável	Max	Min	DP
Substrato				Morfologia do canal			
Sand + Fine Areia + Finos (%)	97.14	3.81	29.97	Média Profundidade Talvegue (cm)	128.25	24.84	22.60
Raízes + Serrapilheira Fina + BF	40	0	12.39	Desvio Padrão Profundidade Seção (cm)	55	9.49	11.72
Média Imersão (Canal) (%)	100	20	23.39	Média Ângulo Margens (graus)	65.18	18.50	11.59
Matéria Orgânica (%)	85.26	0.95	20.76	Desvio Padrão Profundidade Talvegue	47.51	11.32	9.61
Substrato < 16 mm Diâmetro	99.05	4.76	29.62	Madeira			
Finos (%)	96.67	0	28.59	Número Madeira Leito + Superior / 100m - Classe 2	56	0	16.60
Areia (%)	96.19	0	30.84	Número Madeira Leito + Superior / 100m - Classe 1	181.33	5.33	42.91
Tipo de fluxo				Número Madeira Total Acima / 100m Classe 1	47.33	0	13.08
GL+ All Pool Types	100	0	33.98	Número Madeira no Leito / 100m - Classe 2	50.67	0	12.71
Qualquer Tipo de Piscina	45.45	0	11.53	Número Madeira no Leito / 100m - Classe 1	134	3.33	31.52
Piscina por Represamento (%)	9.09	0	1.96	Cobertura Vegetal			
Vazão (m ³ /s)	13.42	0	2.84	Média Dossel Canal (%)	100	22.06	18.79
Fluxo Suave (%)	100	0	34.26	Media Cobertura total	345.57	59.20	82.74
Piscina por Remanso (%)	38	0	7.76	Média Solo Exposto	79.32	4.43	19.56
Média Velocidade (m/s)	3.99	0	0.98	Media Cobertura rasteira	101.36	8.41	24.02
Rápidos (%)	12.67	0	4.01	Média Rasteira Lenhosa	50.68	4.77	12.88
Abrigo				Media Dossel+ intermédio	278.64	13.18	74.69
Média Abrigo Total + Algas/Macrófitas	220.45	24.09	52.25	Impacto humano			
Média Abrigo - Árvores Vivas e raízes/Vegetação pendurada	114.55	5.45	27.83	Índice de Proximidade Impacto Total	2.72	0	0.58
Média Abrigo Madeira Grande + Pequena	46.82	0.91	10.96	Proporção de Impacto Humano Agrícola 1	0.86	0	0.20
Média Abrigo - Vegetação Pendurada	79.32	1.36	20.32	Proporção de Impacto Humano Agrícola 2	1.00	0	0.36
Média - Matacão	39.77	0	12.22	Proximidade Cultura index	0.77	0	0.17
Média Abrigo Antropogênico	74.09	0	18.62	Físico-químicas			
Média Abrigo - Alga + Macrófita	74.09	0	18.74	Condutividade (µS/cm)	533	3.9	127.3
Morfologia do canal				Sólidos Totais (ppm)	231	0.3	61.98
Média piscinas residuais (m ² /100m canal)	108.41	14.56	19.69	Turbidez (NTU)	33	0.1	8.67
Razão profundidade talvegue	117.65	1.53	23.54	Alcalinidade (mEq/L CO ₂)	325.6	14	108.6
Média Distância Margens Escavadas (m)	30	0	6.01	Fósforo Total (ug/L)	18.47	2.03	4.43

Fonte: Do autor (2018).

Para determinar as melhores variáveis ambientais que explicam o tipo de alimentação mostrado pelos peixes, foi utilizado o modelo de regressão linear baseado na distância (DistLM), sendo usadas as diferentes métricas do hábitat selecionadas nas análises do PCA, como variáveis preditoras da contribuição percentual de cada tipo de recurso trófico ingerido pelos peixes. Na análise DistLM, foi utilizado o método *forward* para seleção do modelo, e o R² ajustado como critério de seleção, sendo o melhor modelo aquele com o maior R² ajustado entre os estatisticamente significativos. A seleção direta de modelos foi adotada com valor de significância de p < 0,05. Foi considerada a distância Euclidiana como índice de similaridade

da matriz das variáveis ambientais pela natureza exclusivamente ambiental dos dados, com os dados previamente padronizados. Foi utilizado o programa estatístico PRIMER 6 & PERMANOVA (CLARKE; GORLEY, 2006) para as análises de PCA e DistLM.

3 RESULTADOS

3.1 Dieta

Foram analisados 819 estômagos de indivíduos pertencentes a 29 espécies de peixes das ordens Characiformes, Gymnotiformes, Perciformes e Siluriformes. Um total de 62 itens alimentares foi identificado, sendo 74% dos itens consumidos de origem autóctone, 19% alóctones e 7% entre peixes e materiais indeterminados (Tabela 2).

Tabela 2- Itens alimentares encontrados na dieta dos peixes dos riachos da bacia do rio Pandeiros.

Origem	Item alimentar	Origem	Item alimentar	
Autóctone	Material Vegetal aquático	Autóctone	Trichoptera (larva) - Hydrobiosidae	
	Alga filamentosa		Trichoptera (larva) - Hydropschidae	
	Macrófitas		Trichoptera (larva) - Leptoceridae	
	Inseto aquático		Trichoptera (larva) - Philopotamidae	
	Coleoptera (larva) - Elmidae		Trichoptera (larva) - Polycentropodidae	
	Coleoptera (larva) - Curculionidae		Invertebrado aquático	
	Coleoptera (larva) - Dryopidae		Cladocera	
	Coleoptera (larva) - Hydrophilidae		Crustacea - Hyalellidae	
	Coleoptera (larva) - Noteridae		Crustacea - Palaemonidae	
	Coleoptera (larva) - Psephenidae		Chelicerata - Acarina	
	Coleoptera (adulto) - Dytiscidae		Gastropoda - Hydrobiidae	
	Coleoptera (adulto) - Elmidae		Gastropoda - Planorbidae	
	Diptera (larva) - Ceratopogonidae		Gastropoda - Physidae	
	Diptera (larva) - Chironomidae		Nematoda	
	Diptera (larva/pupa) - Culicidae	Ostracoda		
	Diptera (larva) - Dixidae	Alóctone	Material Vegetal terrestre	
	Diptera (larva/pupa) - Psychododidae		Vegetal terrestre	
	Diptera (larva/pupa) - Simuliidae		Semente e fruto	
	Diptera (larva/pupa) - Stratiomidae		Inseto terrestre	
	Diptera (larva/pupa) - Tabanidae		Coleoptera (adulto)	
	Diptera (larva/pupa) - Tipulidae		Díptera (adulto)	
	Ephemeroptera (ninfa) - Leptohephidae		Hemiptera (adulto)	
	Ephemeroptera (ninfa) - Leptophebiidae		Hymenoptera (adulto) - Apidae	
	Ephemeroptera (ninfa) - Baetidae		Hymenoptera (adulto) - Formicidae	
	Hemiptera (adulto) - Belostomatidae		Hymenoptera (adulto) - Vespidae	
	Hemiptera (adulto) - Naucoridae		Lepidoptera (larva)	
	Hemiptera (adulto) - Mesoveliidae		Orthoptera (adulto)	
	Megaloptera (larva)		Invertebrado terrestre	
	Neuroptera (larva)		Chelicerata - Araneae	
	Odonata (ninfa) - Gomphidae		Oligochaeta	
	Odonata (ninfa) - Libellulidae		Peixe	Peixe
	Odonata (ninfa) - Megapodagrionidae			Escama
Plecoptera (ninfa) - Perlidae	Detritos		Detritos	
Trichoptera (larva) - Hidroptilidae		Sedimento		

Fonte: Do autor (2018).

Na Tabela 3, observa-se a contribuição de cada categoria alimentar na dieta das espécies. Entretanto, considerando a contribuição percentual dos recursos segundo sua origem na dieta das espécies, observa-se que os recursos autóctones foram a principal fonte de energia da maioria das espécies (Figura 2A). No entanto, *Astyanax lacustris*, *Bryconops* sp., *Moenkhausia sanctafilomenae* e *Piabina argentea* consumiram principalmente itens alóctones (Figura 2B), *Acestrorhynchus lacustris* consumiu principalmente peixes (Figura 2C) e *Harttia* sp., *Hisonotus* sp., *Hypostomus* cf. *macrops*, *Steindachnerina elegans* foram predominantemente detritívoros (Figura 2D).

Tabela 3- Porcentagem de contribuição das quatro categorias alimentares na dieta da ictiofauna dos riachos da bacia do rio Pandeiros. Sendo, N = número de conteúdos estomacais analisados, CP = Comprimento padrão (mínimo e máximo). (Continua).

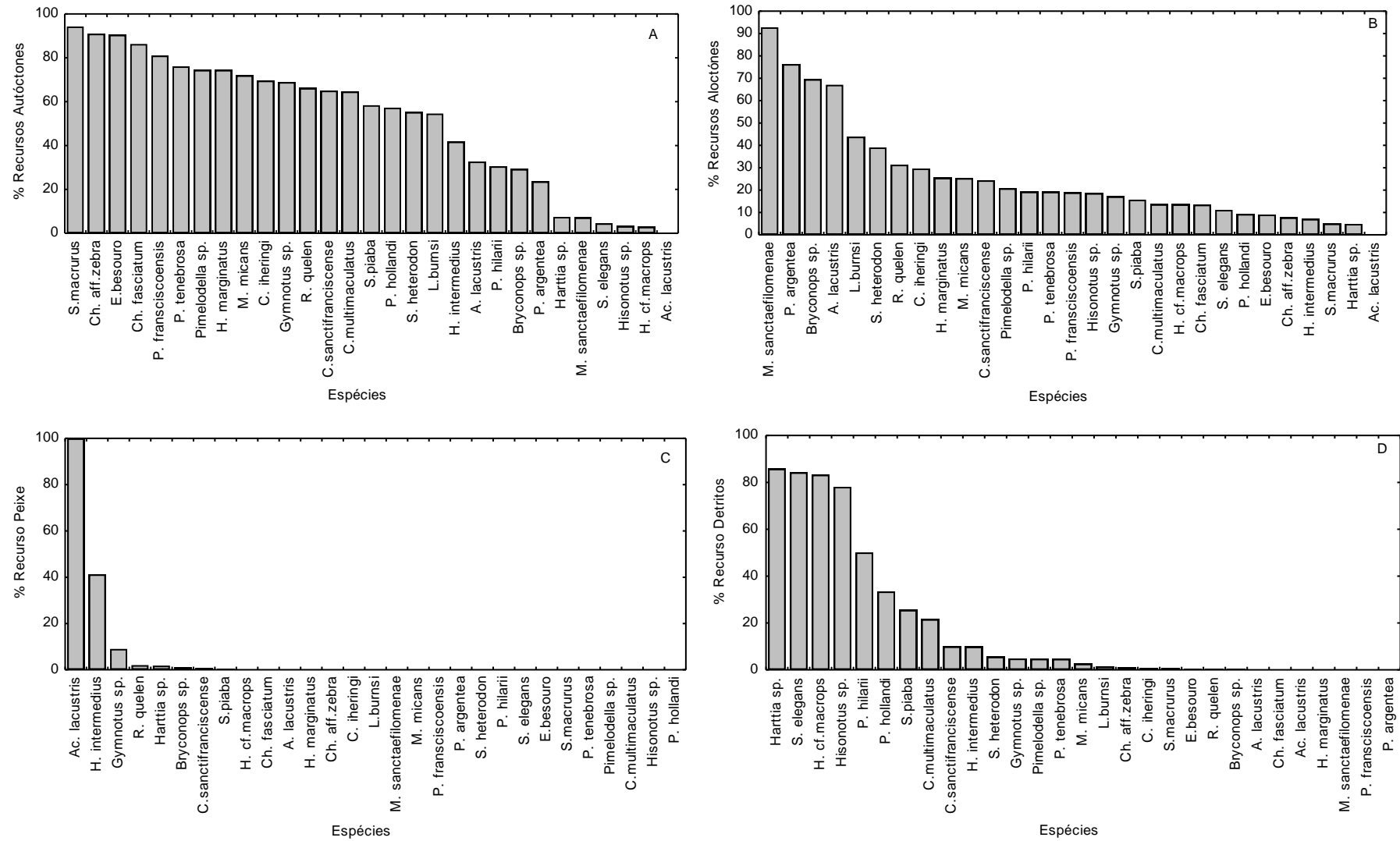
Espécie	N	CP (cm)	% Autóctone	% Alóctone	% Detritos	% Peixes
Familia Acestrorhynchidae						
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	9	91,78-178,4	0	0	0	100
Familia Characidae						
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	63	34,3-76,08	32,73	67,12	0,11	0,05
<i>Bryconops</i> sp.	34	52,13-96,71	29,29	69,60	0,24	0,87
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	25	21,61-36,94	74,47	25,49	0,00	0,04
<i>Lepidocharax burnsi</i> Ferreira, Menezes & Quagio-Grassiotto, 2011	74	21,45-40,73	54,59	43,92	1,49	0
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	1	28	7,18	92,82	0	0
<i>Myleus micans</i> (Lütken, 1875)	10	34,16-56,65	72,01	25,38	2,60	0
<i>Phenacogaster franciscoensis</i> Eigenmann, 1911	12	26,6-31,59	81,05	18,95	0	0
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	17	31,94-56,34	23,64	76,36	0	0
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	24	28,87-41,43	55,29	39,11	5,60	0
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	19	23,51-32,55	58,41	15,77	25,56	0,26
Familia Crenuchidae						
<i>Characidium aff.zebra</i>	81	29,5-43,22	91,01	7,77	1,19	0,03
<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt, 1867	55	29,85-67	86,33	13,49	0,04	0,14
Familia Erythrinidae						
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther, 1864)	23	32,28-82,19	41,76	7,10	9,92	41,22
Familia Parodontidae						
<i>Parodon hilarii</i> Reinhardt, 1867	12	72,13-112,15	30,57	19,29	50,13	0
Familia Curimatidae						
<i>Steindachnerina elegans</i> (Steindachner, 1875)	16	44,8-85,02	4,56	11,16	84,29	0
Familia Gymnotidae						
<i>Gymnotus</i> sp.	1	138	68,97	17,17	4,81	9,05
Familia Sternopygidae						
<i>Eigenmannia besouro</i> Peixoto & Wosiacki, 2016	15	80,33-129,8	90,50	9,06	0,45	0
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	8	125,86-202,26	94,31	5,05	0,64	0
Familia Heptapteridae						
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	33	36,14-58,48	69,58	29,65	0,76	0,01
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	30	34,65-68,28	76,10	19,22	4,68	0
<i>Pimelodella</i> sp.	27	48,71-79,91	74,48	20,80	4,72	0

Tabela 3- Porcentagem de contribuição das quatro categorias alimentares na dieta da ictiofauna dos riachos da bacia do rio Pandeiros. Sendo, N = número de conteúdos estomacais analisados, CP = Comprimento padrão (mínimo e máximo). (Conclusão).

Espécie	N	CP (cm)	% Autóctone	% Alóctone	% Detritos	% Peixes
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	43	80,85-133,94	66,21	31,38	0,41	2
Familia Callichthyidae						
<i>Corydoras multimaculatus</i> Steindachner, 1907	5	27,38-31,66	64,66	13,70	21,64	0
Familia Loricariidae						
<i>Harttia</i> sp.	16	59,11-90,01	7,48	4,89	85,81	1,82
<i>Hisonotus</i> sp.	48	25,7-35,32	3,25	18,64	78,11	0
<i>Hypostomus cf. macrops</i>	79	44,5-82,09	2,94	13,66	83,26	0,15
Familia Poeciliidae						
<i>Pamphorichthys hollandi</i> (Henn, 1916)	15	19,36-28,08	57,25	9,29	33,47	0
Familia Cichlidae						
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> Kullander, 1983	24	36,11-67,7	65,03	24,40	10,01	0,56

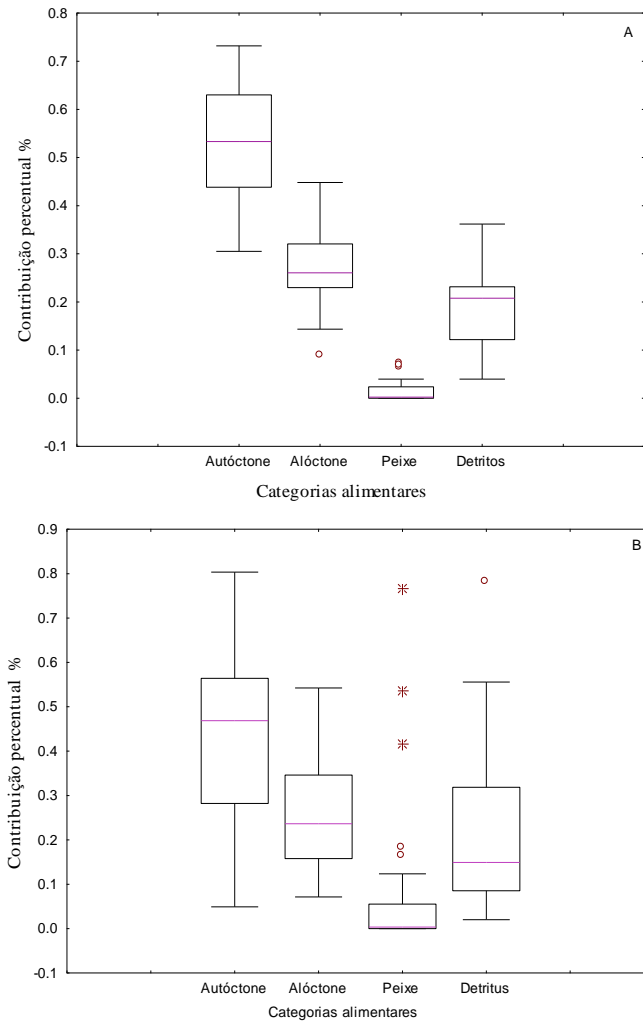
Fonte: Do autor (2018).

Figura 2- Porcentagem de contribuição das categorias alimentares consumidos pelos peixes dos riachos do rio Pandeiros. A: Recurso autóctone, B: Recurso alóctone, C: Peixes e D: Detrito. Fonte: Do autor (2018).



Observou-se também que a contribuição dos recursos autóctones foi superior tanto para abundância quanto para biomassa (Figuras 3A, 3B) da comunidade de peixes avaliada, seguido pelos aportes dos recursos alóctones e detritos.

Figura 3- Contribuição percentual das categorias alimentares consumidos pela ictiofauna dos riachos analisados. A: Contribuição na abundância, B: Contribuição na biomassa.



Fonte: Do autor (2018).

O teste t revelou que existe diferença significativa entre o aporte de recursos autóctones e alóctones tanto entre as espécies analisadas quanto entre locais de amostragem ($p < 0,05$) (Tabela 4).

Tabela 4- Resultados do teste t para a análise de contribuição por espécies e local de amostragem ($p < 0,05$).

	Teste t	p
Espécies	Abundância	0,009
	Biomassa	0,025
Local	Abundância	0,001
	Biomassa	0,009

Fonte: Do autor (2018).

3.2 Variáveis do habitat físico

Seis variáveis ambientais influenciaram o tipo de dieta mostrada pelos peixes, integrando o melhor modelo estatisticamente significativo do DistLM. Variáveis do habitat físico (vazão, média matacão, matéria orgânica total, número de madeira total acima, média de rasteira lenhosa e fluxo suave) junto com a variável sólidos totais, explicaram 93% dos hábitos alimentares dos peixes (Tabela 5).

Tabela 5- Resultados da análise de DistLM para os riachos da bacia do rio Pandeiros. É apresentado o melhor modelo DistLM significativo ($P < 0,05$).

Variável	R ² -ajustado	Pseudo-F	P
Vazão (m ³ /s)	0,14	4,82	0,03
+Média Matacão	0,36	3,14	0,04
+ Matéria Orgânica (%)	0,44	3,43	0,03
+Número Madeira Total Acima / 100m - Classe1	0,66	3,53	0,03
+Média Rasteira Lenhosa	0,73	4,27	0,02
+Sólidos Totais (ppm)	0,79	4,08	0,03
+Fluxo Suave (%)	0,93	5,60	0,02

Fonte: Do autor (2018).

4 DISCUSSÃO

Trabalhos sobre as fontes alimentares utilizadas pelos peixes fornecem informações para uma melhor compreensão da relação entre o sistema aquático e terrestre e dos mecanismos que permitem a coexistência e exploração dos recursos dentro da comunidade aquática (HAHN; AGOSTINHO; GOITEIN, 1997; SILVA; FERREIRA; DE DEUS, 2008). O presente estudo verificou que os recursos de origem autóctone representam a fonte principal de matéria orgânica que sustenta a biomassa e abundância da comunidade de peixes dos riachos de veredas. A dieta foi composta especialmente por insetos aquáticos para pelo menos 65% das espécies. O resultado concorda com uma série de trabalhos que avaliaram a dieta de peixes de riachos, os quais identificaram a importância dos recursos autóctones, principalmente insetos aquáticos, na dieta (BONATO; DELARIVA; SILVA, 2012; CASATTI, 2002; LOUREIRO-CRIPPA; HAHN, 2006; OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005; ROLLA; ESTEVES; AVILA-DA-SILVA, 2009; SABINO; CASTRO, 1990; SILVA, 1993; UIEDA, 1995; UIEDA; BUZZATO; KIKUCHI, 1997). A dieta da maioria das espécies foi composta principalmente por insetos aquáticos em fase larval. Segundo Russo, Ferreira e Dias (2002), invertebrados aquáticos, principalmente insetos em diferentes fases de desenvolvimento, são elementos constantes na dieta de diversas espécies de peixes de água doce.

Entretanto, nossos resultados diferem de estudos realizados em riachos, que reportam um alto consumo de material de origem terrestre pelos peixes (CASTRO, 1999; ESTEVES; ARANHA, 1999; HENRY et al., 1994; MELO; MACHADO; PINTO-SILVA, 2004; TÓFOLI et al., 2010; WOLFF; CARNIATTO; HAHN, 2013). A aparente diferença mostrada é explicada pela premissa de que cada sistema aquático é um sistema único com diferente estrutura de suas comunidades. Assim, o consumo de diferentes recursos alimentares pelos peixes vai ser explicada por vários fatores incluindo a identidade das espécies que foram avaliadas, as adaptações específicas para a alimentação de organismos aquáticos, bem como as peculiaridades do próprio sistema aquático avaliado e seu ambiente circundante (MELO; MACHADO; PINTO-SILVA, 2004). No presente estudo, os riachos de vereda apresentaram uma comunidade de peixes composta principalmente por espécies de hábitos insetívoros. Além disso, os riachos de vereda são sistemas abertos, onde o grão de cobertura vegetal varia a longo de cada trecho amostrado, apresentando secções com elevada incidência solar, situação que origina o incremento da produção primária autotrófica, esta circunstância explicaria a predominância de itens autóctones na dieta dos peixes avaliados, já que uma boa produção primária será o suporte para os consumidores secundários, geralmente invertebrados filtradores e raspadores, os quais foram abundantes na dieta dos peixes avaliados.

Os riachos estudados apresentaram abundante vegetação riparia, variando em cada trecho o nível de sombreamento, desde ambientes sombreados (vegetação riparia arbórea e herbácea densa), até zonas abertas (só presença de herbáceas), sendo o aporte de recursos alóctones importante a longo dos trechos avaliados. Porém, em nosso estudo verificamos a maior consumo de recursos autóctones pela comunidade de peixes. Este evento foi reportado também por outros trabalhos que indicam que a abundância de itens autóctones muitas vezes depende dos nutrientes advindos da matéria orgânica proveniente da vegetação marginal, que constitui a base da cadeia trófica de pequenos riachos sombreados (BRAGA; GOMIERO, 2009; GREGORY et al., 1991; REZENDE; MAZZONI, 2005; RUSSO; FERREIRA; DIAS, 2002; SCHNEIDER et al., 2011; UIEDA; MOTTA, 2007; WALKER, 1990), uma vez que as fontes mais utilizadas, insetos aquáticos e terrestres, são direta e indiretamente dependentes da vegetação ripária (ABILHOA; VITULE; BORNATOWSKI, 2010; PUSEY; ARTHINGTON, 2003; TELÖKEN et al., 2014), característica que enfatiza a importância da conservação da vegetação ripária para as comunidades locais (ANGERMEIER; KARR, 1983; FERREIRA et al., 2012). Sendo confirmado que a perda de vegetação riparia afeta os organismos aquáticos

reduzindo a energia e os subsídios nutricionais e alterando a qualidade do hábitat aquático (PUSEY; ARTHINGTON, 2003).

A área estudada foi avaliada ao final da época chuvosa, fato que influenciou na entrada de recursos ao sistema e em nossos resultados. Sendo que no período chuvoso, os efeitos das chuvas carregam um maior número de recursos alóctones para os riachos (UIEDA; KIKUCHI, 1995). Esses recursos alóctones principalmente material vegetal, que foi abundante nos locais amostrados, foram finalmente aproveitados pelos invertebrados aquáticos.

Os peixes apresentam forte associação com o hábitat físico (MATOS; CARMO; MELO, 2013), e a entrada de recursos alimentares, que são finalmente utilizados pelos peixes, ao sistema aquático depende de fatores particulares relacionados ao meio aquático e ambiente terrestre. Segundo os resultados, variáveis do hábitat físico relacionadas com o aporte da cobertura vegetal ripária ao leito do rio (Número madeira total acima e Média rasteira lenhosa), o tipo de fluxo (Fluxo suave e Vazão), abrigo para peixes (Média matacão), substrato (Matéria orgânica total) e sólidos totais, foram capazes de explicar quase que na totalidade a consumo de recursos alimentares pelos peixes. A seleção das duas variáveis relacionadas com aporte de cobertura vegetal terrestre se justifica pela ocorrência de abundante vegetação riparia nos ambientes avaliados, sendo que o material alóctone que ingressa no ecossistema aquático, provê da serapilheira da vegetação circundante ou das folhas ou madeira que caem diretamente no canal, caracterizando a vegetação riparia como uma importante fonte de energia para a teias tróficas em riachos (TANK et al., 2010; WEBSTER; MEYER, 1997).

Entretanto o substrato realiza um rol importante na entrada de recursos, já que com a agregação de material vegetal ao leito do rio, vai se formar uma importante capa de material orgânico no substrato, essa capa irá sustentar a diferentes organismos aquáticos (TANK et al., 2010), como os microrganismos e os invertebrados que iniciaram o processo decomposição e de fragmentação (GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999; GRAÇA; HYDE; CHAUVET, 2016; KIRBY; WEBSTER; BENFIELD, 1983), sendo a abundância desses organismos aproveitada pelos peixes. Adicionalmente, o fluxo suave e a vazão, mais a presença de substrato de maior porte, estão relacionados com a alimentação dos peixes, estas variáveis explicam principalmente o potencial de carrear ou de manter a matéria orgânica localmente (ACUÑA et al., 2007; TOWNSEND, 1996), material que será aproveitado pelas comunidades. Finalmente, a seleção de sólidos totais se justifica pelos altos níveis de transparência reportados nos pontos avaliados (Tabela 1, ANEXO A), que somada a entrada de luz, vai desencadear alta produção primária, que será utilizada por uma ampla gama de invertebrados, que sustentam a comunidade

de peixes. É mais que evidente a necessidade de preservar as condições naturais dos fatores ambientais como substrato, tipo de fluxo, vegetação ripária e qualidade da água, como forma de assegurar o sustento alimentar da ictiofauna, já que como os peixes apresentam forte associação com o meio físico, uma simplificação dos habitats pode afetar diretamente diversos atributos ecológicos (SNYDER et al., 2006; SCHNEIDER; WINEMILLER, 2008).

Os riachos avaliados, inseridos na APA-Pandeiros, formam parte de um complexo sistema de veredas, sendo a vegetação ripária abundante e densa nesta região. Esta característica da comunidade vegetal da zona ripária oferece recursos alimentares abundantes e diversificados (folhas, frutos, galhos e invertebrados terrestres) para as comunidades aquáticas, sustentando uma porcentagem importante de comunidades aquáticas no ecossistema estudado. Ressalta-se que, muito embora a vegetação ripária não tenha contribuído demasiado na dieta dos peixes, quando comparada com os recursos autóctones, é possível inferir que fontes de carbono de origem alóctone foram indiretamente assimiladas pelos peixes através dos insetos aquáticos, dos quais eles se alimentaram amplamente.

5 CONCLUSÃO

Conclui-se que a ictiofauna dos riachos de vereda está sustentada por recursos autóctones, principalmente insetos aquáticos. Porém, existe uma importante função realizada pela zona ripária que contribui com a entrada de matéria orgânica particulada nos riachos, sustentando indiretamente as comunidades de macroinvertebrados que por sua vez, sustentam as comunidades de peixes, regulando deste modo as interações tróficas entre comunidades. Ações de preservação das veredas e zonas ripárias devem ser primordiais na administração da APA-Pandeiros, como forma de garantir o suporte de recursos para os riachos, por isso, se recomenda a recuperação das matas ripárias degradadas localizadas nas proximidades das veredas da bacia do rio Pandeiros. As propriedades físicas e químicas das áreas avaliadas, devem ser mantidas, como forma de assegurar a contribuição de energia ao sistema aquático. Já que mudanças na qualidade da água, tipo de fluxo e substrato, causados principalmente por atividades antrópicas como erosão, degradação da mata ripária, e assoreamento, teria impacto negativo tanto para produtores primários como consumidores das áreas avaliadas.

REFERÊNCIAS

- ABILHOA, V.; VITULE, J. R. S.; BORNATOWSKI, H. Feeding ecology of *Rivulus luelingi* (Aplocheiloidei: Rivulidae) in a Coastal Atlantic Rainforest stream, southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 4, p. 813–818, 2010.
- ACUÑA, V. et al. Meteorological and riparian influences on organic matter dynamics in a forested Mediterranean stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 26, n. 1, p. 54–69, 2007.
- ALLAN, J.D. **Stream ecology – Structure and function of running waters**. Chapman & Hall, New York. 388 p. 1995.
- ALLAN, J.D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. Springer. P.O. Box 17, 3300 AA Dordrecht, The Netherlands. [s.n.]. v. 2nd. 2007.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, n. 2, p. 117–135, 1983.
- ANTUNES, F. Z. **Caracterização climática**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 17, n. 181, p. 15-19. 1994
- BETHONICO, M. B. M. **Área de proteção ambiental Estadual do Rio Pandeiros-MG: Espaço, Território e atores**. 2009. 290p. Tese (Doutorado). Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009.
- BONATO, K. O.; DELARIVA, R. L.; SILVA, J. C. DA. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Zoologia**, v. 29, n. 1, p. 27–38, 2012.
- BRAGA, F. M. S.; GOMIERO, L. M. Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira oriental, SP. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 207–212, 2009.
- BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal: manual de identificação**. Brasília: Embrapa, 184 p. 1999.
- BÜHRNHEIM, C.M.; COX-FERNANDES, C. Structure of fish assemblages in Amazonian rain-forest streams: effects of hábitat and locality. **Copeia**, v. 2003, n. 2, p. 255-262, 2003.
- CARROLL, T. M.; THORP, J. H.; ROACH, K. A. Autochthony in Karst Spring Food Webs. **Hydrobiologia**, v. 776, n. 1, p. 173–191, 2016.
- CARVALHO, P. G. S. **As Veredas e sua importância no Domínio dos Cerrados**. Informe Agropecuário. v. 168, p. 47-54. 1991.
- CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2, n. 2, p. 1–14, 2002.
- CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 31–34, 2010.

CASTRO, R.M.C.; MENEZES, N.A. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In: **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX**, vol. 6 Vertebrados. WinnerGraph – FAPESP, São Paulo. 1998.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos Sul-Americanos: Padroes gerais e processos causais. In: *Ecologia de Peixes de Riachos*. E. P. Caramaschi, R. Mazzoni, and P. R. Peres-Neto (eds.). **Serie Oecologia Brasiliensis**, v. 6. Rio de Janeiro, Brazil. 1999.

CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. **PRIMER v6: User Manual Plymouth, Primer-E**, 190p. 2006.

COLLINS, S. M. et al. The importance of terrestrial subsidies in stream food webs varies along a stream size gradient. **Oikos**, v. 125, n. 5, p. 674–685, 2016.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C.E. **Insetos imaturos: metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 2006.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1101–1110, 2006.

DEUS, C. P.; PETRERE-JUNIOR, M. Seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in Southeastern Brazil. **Brazilian journal of biology**, v. 63, n. 4, p. 579–88, 2003.

EITEN, G. Vegetação do cerrado. In: **Cerrado - caracterização, ocupação e perspectivas** (M.N. Pinto, org.). Editora da Universidade de Brasília, Brasília, p.17- 73. (2ª edição). Brasília: 198 p, 1994.

ESTEVES, K. E .; ARANHA, J. M. R . Ecologia trófica de peixes de riachos. In E. P. Caramaschi, R. Mazzoni, P. R. Peres-Neto, (Eds.). **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, Brasil. Serie Oecologia Brasiliensis, 1999.

ESTEVES, K. E.; LOBÓN – CERVIÁ, J. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic forest stream in Southeastern Brazil. **Environ. Biol. Fishes**, Norwell, n. 62, p. 429–440. 2001.

FAGUNDES, N. C. A.; FERREIRA, E. J. Veredas da região sudeste: Peculiaridades florísticas e estruturais e situação de conservação. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 11, n. 3, p. 178–183, 2016.

FERREIRA, C. P. ; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, p. 1–25, 2006.

FERREIRA, A. et al. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 1, p. 12–22.

FINLAY, J. C.; KHANDWALA, S.; POWER, M. E. Spatial scales of carbon flow in a river food web. **Ecology**, v. 83, n. 7, p. 1845–1859, 2002.

FLECKER, A.S. Hábitat modification by tropical fishes: environmental heterogeneity and the variability of interaction strength. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 1, p. 286-295, 1997.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams. **Oikos**, v. 85, n. 2, p. 377-384, 1999.

GORDON, N. D. et al. **Stream hydrology: An introduction for ecologists**. John Wiley and Sons. 2nd. West Sussex PO19 8SQ, England. 1993. 446p.

GRAÇA, M.A.S.; HYDE, K.; CHAUVET, E. Aquatic hyphomycetes and litter decomposition in tropical - subtropical low order streams. **Fungal Ecology**, v. 19, p. 182-189, 2016.

GREGORY, S. et al. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

GOULDING, M. **The Fishes and the Forest: Explorations in Amazonian Natural History**. University of California Press, Berkeley, California. 1980.

HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOITEIN, R. Feeding Ecology os curvina *Plagioscion squamosissimus* (HECHEL, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu reservoir and Porto Rico Floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 9, p.11-22, 1997.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus, INPA. 724p. 2014.

HENRY, R. et al. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 25, p. 66-70, 1994.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis, a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v. 17, p. 411-429. 1980.

IEF - Instituto Estadual de Florestas. **Bacia do Rio Pandeiros**. Januária: Instituto Estadual de Florestas, 5f. Mimeografado. 2006.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Dados do período de 1912-2010. Disponível em: [http:// www.inmet.gov.br/portal/](http://www.inmet.gov.br/portal/) Acesso em: 08/10/2017.

INOUE, L. A. K.; NETO, C. D. S.; MORAES, G. Clove oil as anaesthetic for juveniles of matrinxã *Brycon cephalus* (Gunther , 1869). **Ciencia Rural Santa Maria**, v. 33, n. 5, p. 943-947, 2003.

JUNQUEIRA, N. T. **Ictiofauna de riachos da bacia do rio Aráguari, MG: Estrutura, composição, e relações com aspectos geográficos e amostrais**. 2011. 85 pp. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada). Universidade Federal de Lavras, MG. 2011

KAUFMANN, P. R. et al. **Quantifying physical hábitat in wadeable streams**. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 1999.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim Instituto oceanografico da USP**, v. 29, n. 2, p. 205–207, 1980.

KIRBY, J.M.; WEBSTER, J.R., BENFIELD, E.F. The role of shredders in detrital dynamics of permanent and temporary streams. In: Fontaine, T.D & Bartell, S.M. **Dynamics of lotic ecosystems**. Michigan, Ann Arbor Science, 494p. 1983.

LAU, D. C. P.; LEUNG, K. M. Y.; DUDGEON, D. Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater streams?. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 28, n. 2, p. 426–439, 2009.

LEMMON, P. E. A new instrument for measuring forest overstory density. **Journal of Forestry**, 55, p. 667–669, 1957.

LEITÃO, R. P. et al. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, Ser B, v. 283, p. 1–9, 2016.

LOUREIRO-CRIPPA, V. E.; HAHN, N. S. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 3, p. 357–362, 2006.

LOWE-MCCONNELL, R.H. **Ecological studies in Tropical fish communities**. Cambridge University Press. USA. New York. 382p, 1987.

MACHADO, R. B. et al. **Estimativas de Perda da Área do Cerrado Brasileiro**. Conservação Internacional, p. 26, 2004.

MATOS, P. R., CARMO, C.M., MELO, C.E. Relação entre variáveis ambientais e a estrutura da comunidade de peixes em córregos das bacias do Rio das Mortes e do rio Xingu – MT, Brasil. **Biotemas**, v. 26, p.139–151, 2013. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2013v26n3p139>

MARET, T.R.; ROBINSON, C. T.; MINSHALL, G. W. Fish assemblages and environmental correlates in least-disturbed streams of the Upper Snake River Basin. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 126, p. 200-216, 1997.

MELO, C. E. DE; MACHADO, F. DE A.; PINTO-SILVA, V. Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. **Neotropical Ichthyology**, v. 2, n. 1, p. 37–44, 2004.

MOTTA, R.L.; UIEDA, V.S. Dieta de duas espécies de peixes do Ribeirão do Atalho, Itatinga, SP. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 6, n. 2, p. 191–205, 2004.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. **Manual de identificação de macro invertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. 1. ed. Rio de Janeiro: Techinal Books, 2010.

NEVES, W. V. **Avaliação Da Vazão Em Bacias Hidrográficas Com Veredas, Em Diferentes Estádios De Conservação, Na Apa Do Rio Pandeiros - MG**. 2011. 58p.

Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2011.

NUNES, Y. R.F. et al. Pandeiros: o Pantanal Mineiro. **MG-BIOTA**, v. 2, n. 2, p. 4–17, 2009.

OLIVEIRA, D.C. DE; BENNEMANN, S.T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, p. 1–13, 2005.

PECK, D.V.; LAZORCHAK, J.M.; KLEMM, D.J. **Environmental Monitoring and Assessment Program -Surface Waters: Western Pilot Study Field Operations Manual for Wadeable Streams**. EPA 600/R-06/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 2006.

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

REZENDE, C.F.; MAZZONI, R. Seasonal variation in the input of allochthonous matter in an Atlantic Rain Forest stream , Ilha Grande-RJ. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 2, p. 167–172, 2005.

REZENDE, R.S.; SANTOS, A.M. DOS; GONÇALVES, J.F. Avaliação ambiental do rio Pandeiros utilizando macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água. **Ecologia Austral**, v. 22, n. 3, p. 159–169, 2012.

RINCÓN, P. Uso do micro-hábitat em peixes de riachos: Métodos e perspectivas. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Eds.). Ecologia de peixes de riachos. Rio de Janeiro, Brasil: **Serie Oecologia Brasiliensis**, p. 23–90, 1999.

ROLLA, A.P.R.; ESTEVES, K.E.; AVILA-DA-SILVA, A. O. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 1, p. 65–76, 2009.

RUSSO, M. R.; FERREIRA, A.; DIAS, R.M. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 411–417, 2002.

SABINO, J.; CASTRO, R.M.C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50. p. 23-36, 1990.

SCHNEIDER, M. et al. Trophic structure of a fish community in bananal stream subbasin in Brasília National Park, cerrado biome (Brazilian Savanna), DF. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 579–592, 2011.

SCHNEIDER, K.N; WINEMILLER, K.O. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. **Hydrobiologia**, v. 610, n. 1, p. 235-244, 2008.

SNYDER, C.D., YOUNG, J.A.; STOUT, B.M. Aquatic habitat s of Canaan valley, West

Virginia: Diversity and environmental threats. **Northeastern Naturalist**, v. 13, n. 3, p. 333-352, 2006.

SILVA, C.P. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do igarape do Candirú, Amazonas, Brasil. **ACTA AMAZONICA**, v. 23, n. 2-3, p. 271-285, 1993.

SILVA, C.C.; FERREIRA, E.J.G.; DE DEUS, C.P. Dieta de cinco espécies de Hemiodontidae (Teleostei, Characiformes) na área de influência do reservatório de Balbina, rio Uatumã, Amazonas, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 98, n. 4, p. 465-468, 2008.

STRAHLER A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, v. 38, p. 913-920, 1957.

TANK, J. L. et al. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 118-146, 2010.

TELÖKEN, F. et al. Invertebrados aquáticos associados a serapilheira de *Salix humboldtiana* em um riacho subtropical. **Ecologia Austral**, v. 24, p. 220-228, 2014.

TÓFOLI, R. M. et al. Food used by two sympatric species of *Moenkhausia* (Characiformes, characidae), in a stream of center-western Brazil. **Iheringia Serie Zoologia**, v. 100, n. 3, p. 201-206, 2010.

TOWNSEND, C. R. Concepts in river ecology: pattern and process in the catchment hierarchy. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 113, n. 1-4, p. 3-21, 1996.

UIEDA, V.S. **Comunidade de peixes de um riacho litorâneo: composição hábitat e hábitos**. 1995, 229p. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1995.

UIEDA, V.S.; BUZZATO, P.; KIKUCHI, R.M. Partilha de Recursos Alimentares em Peixes em um Riacho de Serra do Sudeste do Brasil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 69, n. 2, p. 242-252, 1997.

UIEDA, V.S.; KIKUCHI, R.M. Entrada de material alóctone (detritos, vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na cuesta de Botucatu, São Paulo. **Acta Limnol. Bras**, v. 7, p. 105-11, 1995.

UIEDA, V. S.; MOTTA, L. R. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams : a review. **Acta Limnologica brasileira**, v. 19, n. 1, p. 15-30, 2007.

VANNOTE, et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 37, p. 130-137.

VIEIRA, F. et al. **Peixes do Quadrilátero Ferrífero: guia de identificação**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2015.

WALKER, I. Ecologia e biologia dos igapós e igarapés. **Ciência Hoje**, v. 11, n. 64, p. 44-53, 1990.

WEBSTER, J. R.; MEYER, J. L. Organic Matter Budgets for Streams: A Synthesis. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 1, p. 141–161, 1997.

WOLFF, L. L.; CARNIATTO, N.; HAHN, N. S. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 2, p. 375–386, 2013.

ANEXO A

Tabela 1- Valores das métricas do habitat físico e variáveis físico-químicas da água, em 25 pontos amostrados nos riachos do rio Pandeiros. Desvio Padrão e valores perdidos estão representados por “SD” e “NA”, respectivamente. Fonte: Do autor (2018). (Continua).

Grupo de variáveis e métricas	P-5	P-29	P-44	P-49	P-55	P-57	P-77	P-90	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	P-1226	
<i>Morfologia do canal</i>																										
Razão profundidade talvegue sazonal	2.4	33.7	2.1	2.6	3.7	2.0	4.7	17.5	3.4	2.1	4.0	2.2	1.7	2.5	6	3.9	5.6	3.6	4.6	1.7	2.0	2.4	1.5	3.6	4.0	117.
Média Profundidade Talvegue Sazonal	1.0	43.3	1.2	1.1	1.7	1.5	1.9	11.7	2.2	0.8	2.4	1.1	1.6	1.6	63.9	2.0	2.2	1.8	1.1	1.2	1.6	1.7	1.2	1.1	1.6	1.6
Razão Largura Sazonal & Talvegue	3.8	0.3	7.4	2.5	6.9	2.4	4.3	0.8	6.7	5.2	2.4	6.3	2.4	4.3	0.1	3.3	2.6	3.5	4.9	2.5	4.8	3.3	3.5	4.1	5.6	5.6
Média Profundidade Seção (cm)	32.6	85.5	41.0	31.3	34.2	60.6	28.2	48.2	53.0	36.1	41.6	34.5	74.8	50.4	39.6	31.2	23.7	44.0	14.8	67.2	67.8	56.2	70.8	24.9	32.4	32.4
DP Profundidade Seção (cm)	15.8	55.0	37.8	13.8	15.9	28.4	13.4	45.9	24.3	16.6	25.7	16.9	32.4	20.0	21.1	23.3	9.5	18.3	13.5	47.4	32.5	26.1	26.6	14.7	18.7	128.
Média Profundidade Talvegue (cm)	42.4	2	59.1	41.9	45.3	76.2	41.2	66.7	63.9	38.4	61.1	48.8	97.1	63.4	54.3	50.7	39.2	51.7	24.8	69.7	81.2	71.7	80.1	31.2	41.3	41.3
DP Profundidade Talvegue (cm)	15.1	41.8	40.3	15.7	11.4	22.7	14.8	47.5	22.2	16.5	27.5	12.5	31.3	19.0	26.2	25.2	11.3	15.1	18.2	28.3	21.5	22.6	18.3	16.0	15.1	15.1
Média Largura Molhada (m)	2.5	5.3	2.9	1.8	9.0	2.9	4.6	3.5	7.9	4.0	4.2	2.6	3.2	4.7	5.7	4.1	3.7	5.6	2.0	2.1	5.3	4.3	3.6	3.0	6.8	6.8
DP Largura Molhada (m)	0.6	0.9	1.2	0.4	1.7	1.1	0.9	0.9	1.3	1.2	0.9	0.6	1.2	1.0	1.7	0.4	0.6	1.1	0.9	0.5	1.1	0.8	0.7	0.8	1.6	1.6
Média Largura Barras de Canal (m)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.3	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	1.8
Média Largura Leito Sazonal (m)	3.9	11.4	9.0	2.7	11.5	3.6	8.2	9.7	14.6	4.3	5.8	6.7	3.9	6.8	6.4	6.5	5.6	6.4	5.6	2.9	7.9	5.7	4.3	4.5	9.2	9.2
DP Largura Leito Sazonal (m)	0.5	16.2	2.1	0.9	2.0	0.7	1.5	3.2	7.6	1.1	1.9	2.0	0.8	1.2	1.3	1.1	0.9	1.1	1.6	0.8	4.6	1.0	1.1	0.5	1.8	1.8
Média Altura Leito Sazonal (m)	0.6	42.0	0.6	0.7	1.2	0.8	1.5	11.0	1.5	0.4	1.8	0.6	0.7	1.0	63.4	1.5	1.8	1.3	0.9	0.5	0.8	1.0	0.4	0.8	1.2	1.2
DP Altura Leito Sazonal (m)	0.1	21.4	0.2	0.2	0.2	0.1	0.4	19.4	0.4	0.2	0.4	0.3	0.1	0.2	14.6	0.3	0.4	0.2	0.2	0.2	0.5	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2
Área Molhada Seção (Largura X Profundidade) (m2)	0.8	4.3	1.3	0.6	3.1	1.6	1.3	2.1	4.2	1.5	1.6	0.9	2.3	2.3	1.9	1.2	0.9	2.4	0.4	1.4	3.4	2.5	2.5	0.7	2.1	2.1
DP Área Molhada Seção (Largura X Profundidade) (m2)	0.3	1.7	1.0	0.1	0.4	0.5	0.4	1.8	2.3	0.7	0.6	0.3	1.0	0.5	0.8	0.6	0.2	0.7	0.3	0.8	1.3	0.6	0.7	0.4	0.7	0.7
Razão Largura & Profundidade Seção	0.1	0.2	0.2	0.2	0.0	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1
DP Razão Largura & Profundidade Seção	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
Área molhada no Trecho (Largura x Profundidade) (m2)	1.1	6.7	1.7	0.7	4.1	2.2	1.9	2.4	5.1	1.5	2.5	1.2	3.2	3.0	3.1	2.1	1.4	2.9	0.5	1.4	4.3	3.0	2.9	0.9	2.8	2.8
Razão Largura & Profundidade	5.9	4.1	4.9	4.3	19.9	3.8	11.2	5.3	12.4	10.4	6.8	5.2	3.3	7.4	10.4	8.0	9.5	10.9	7.9	3.0	6.6	5.9	4.5	9.5	16.4	16.4

Grupo de variáveis e métricas	P-5	P-29	P-44	P-49	P-55	P-57	P-77	P-90	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	P-1226		
Média Ângulo Margens (graus)	38.0	27.7	18.5	41.4	38.4	50.9	30.0	28.7	48.9	52.8	48.9	31.1	63.3	44.5	43.2	37.7	41.1	49.3	35.2	53.9	52.6	45.9	65.2	24.9	36.6		
DP Ângulo Margens (graus)	15.6	16.5	9.5	13.0	11.8	17.0	13.0	16.0	22.1	12.8	17.5	15.1	12.2	14.3	13.9	15.8	25.4	18.1	17.7	13.3	24.4	16.3	12.3	18.6	19.7		
Média Distância Margens Escavadas (m)	0.2	0.0	0.0	4.4	0.2	0.0	0.0	0.0	30.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	2.6	0.5	0.0	0.0	0.2	0.0	0.4		
DP Distância Margens Escavadas (m)	0.1	0.0	0.0	8.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	3.5	0.4	0.0	0.0	0.1	0.0	0.3		
Média piscinas residuais (m ² /100m canal)	26.2	4	40.6	20.7	16.0	50.4	15.6	49.7	23.1	15.6	32.4	14.6	54.6	30.9	25.4	30.2	15.0	21.9	18.1	29.7	26.9	35.6	36.4	23.4	20.6		
RP100/XDEPTH_T	0.6	0.8	0.7	0.5	0.4	0.7	0.4	0.7	0.4	0.4	0.5	0.3	0.6	0.5	0.5	0.6	0.4	0.4	0.7	0.4	0.3	0.5	0.5	0.8	0.5		
Substrato																											
Média Imersão (Canal + Margens) (%)	73.1	86.7	70.8	48.2	100	80.4	70.7	36.9	54.6	68.7	50.0	100	82.4	89.8	96.5	61.8	50.0	41.1	79.3	32.0	50.9	88.0	67.8	88.9	67.8		
DP Imersão (Canal + Margens) (%)	31.1	34.4	23.9	44.0	0.0	32.9	43.2	36.9	47.3	32.1	0.0	0.0	33.3	22.7	11.9	40.2	0.0	44.2	35.6	41.9	43.2	28.1	34.7	19.0	41.8		
Média Imersão (Canal) (%)	78.8	85.2	66.3	49.5	100	81.2	64.2	29.1	37.3	65.8	50.0	100	86.1	86.4	94.8	60.4	50.0	26.4	73.3	20.0	43.8	88.0	63.0	91.2	59.7		
DP Imersão (Canal) (%)	26.0	36.2	26.6	43.6	0.0	36.4	44.3	31.5	44.4	32.9	0.0	0.0	30.2	25.8	14.8	40.0	0.0	36.3	39.4	29.3	40.6	27.7	37.4	19.0	42.8		
Areia (%)	36.2	0.0	0.0	1.0	96.2	32.4	56.2	2.9	43.8	13.3	80.0	0.0	80.0	79.0	57.1	4.8	76.9	34.6	2.0	17.1	21.9	69.0	26.7	51.4	44.8		
Finos (%)	6.7	88.4	11.6	24.8	1.0	26.7	2.9	1.0	2.9	0.0	13.7	96.7	0.0	1.0	35.2	45.7	12.5	0.0	76.0	0.0	3.8	0.0	0.0	4.8	10.5		
Substrato < 16 mm Diâmetro	46.7	88.4	12.6	32.4	98.1	76.2	63.8	4.8	47.6	15.6	93.7	96.7	83.8	80.0	99.0	51.4	94.2	37.5	78.0	31.4	26.7	69.0	26.7	56.2	62.9		
Matéria Orgânica (%)	23.8	11.6	85.3	64.8	1.0	21.9	3.8	43.8	6.7	12.2	5.3	3.3	11.4	2.9	1.0	20.0	2.9	2.9	15.0	12.9	21.9	17.0	38.1	26.7	1.0		
Madeira (%)	0.0	5.3	1.1	3.8	1.0	1.9	1.9	1.0	1.0	1.1	1.1	0.0	6.7	0.0	1.0	0.0	1.0	1.9	6.0	0.0	2.9	7.0	0.0	8.6	0.0		
Argila Consolidada (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
Raízes Finas (%)	18.1	1.1	7.4	19.0	0.0	16.2	0.0	34.3	4.8	3.3	1.1	3.3	3.8	0.0	0.0	20.0	1.9	1.0	4.0	0.0	7.6	0.0	11.4	14.3	0.0		
Serapilheira Fina (%)	13.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	2.2	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.0	0.0	1.9	0.0	5.7	2.9	0.0		
Banco de Folhas (%)	5.7	0.0	0.0	18.1	0.0	3.8	1.9	4.8	0.0	2.2	3.2	0.0	1.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0	0.0	7.6	9.0	1.0	2.9	1.0		
Algas (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0		
Macrófitas (%)	0.0	5.3	76.8	23.8	0.0	0.0	0.0	3.8	1.0	5.6	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.9	3.8	1.0	25.7	0.0	0.0		

Grupo de variáveis e métricas	P-5	P-29	P-44	P-49	P-55	P-57	P-77	P-90	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	P-1226		
Piscina formada pela Margem (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.1	
Piscina Formada por Trincheira (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.1	
Piscina por Remanso (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	38.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.1	
Canal Seco (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.1	
Quedas+Cascata+Rápidos+Fluxo suave	86.0	12.0	8.0	15.3	30.7	83.3	71.1	88.9	71.7	10.0	86.7	100	100	43.8	61.3	23.3	32.0	90.0	32.7	1.3	0.0	36.7	93.3	39.3	36.4		
Fluxo suave + todos os tipos de piscina	14.0	88.0	92.0	84.7	69.3	16.7	28.9	11.1	28.3	90.0	13.3	0.0	0.0	56.3	38.7	76.7	68.0	10.0	67.3	98.7	100	63.3	6.7	60.7	54.5		
Qualquer Tipo de Piscina	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	38.0	0.0	1.3	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	45.5	
Sequência Fluxo Rápido, Suave e Piscinas	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	
Sequência Fluxo Rápido e Lento	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	
Média Declividade Trecho %	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
DP Declividade Trecho %	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Sinuosidade Trecho	1.2	1.2	1.2	1.2	1.3	1.1	1.2	1.3	1.3	1.1	1.3	1.3	1.2	1.1	1.2	1.3	1.3	1.3	1.3	1.0	1.3	1.0	1.4	1.3	1.2		
<i>Vegetação riparia</i>																											
Média Dossel Canal (%)	95.1	45.9	74.2	94.5	22.1	96.8	100	86.0	79.9	88.4	84.9	86.1	96.3	75.8	93.2	99.5	93.7	99.9	87.0	55.5	93.3	97.5	95.9	98.5	94.3		
DP Dossel Canal (%)	3.1	33.5	30.9	12.3	29.2	5.1	0.0	20.0	24.7	29.6	24.2	29.5	2.4	25.0	11.5	0.7	4.4	0.4	10.8	37.7	14.6	6.5	3.9	1.1	9.9		
Média Dossel Margens (%)	93.9	52.4	78.3	91.2	50.5	99.7	100	89.6	89.8	88.8	88.8	82.6	98.4	84.2	96.5	90.9	90.4	100	88.8	62.8	83.7	99.2	97.9	98.9	97.9		
DP Dossel Margens (%)	7.3	32.9	29.7	17.2	30.8	0.9	0.0	15.9	16.7	29.8	21.8	30.3	2.4	17.6	4.9	20.2	14.1	0.0	12.7	41.6	28.2	2.7	3.0	2.0	4.9		
Média Dossel Árvores Grandes	25.3	1.4	8.9	3.0	7.6	13.1	4.1	72.3	62.3	43.5	1.8	27.4	14.0	5.0	16.3	79.2	1.6	4.5	12.6	0.5	39.0	2.3	10.7	22.3	4.3		
DP Dossel Árvores Grande	13.6	2.1	8.3	1.5	8.6	10.0	1.3	19.4	27.3	21.2	2.0	24.6	10.2	4.6	19.1	14.2	1.7	1.0	9.0	1.0	8.5	1.8	9.3	14.9	1.2		
Média Dossel Árvores Pequenas	14.5	2.5	9.5	17.0	15.2	14.2	21.3	73.8	63.8	29.0	2.7	27.4	20.8	16.1	21.4	79.2	6.1	41.6	5.2	3.0	39.0	32.3	10.6	16.0	5.9		

Grupo de variáveis e métricas	P-5	P-29	P-44	P-49	P-55	P-57	P-77	P-90	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	P-1226
DP Dossel Árvores Pequenas	8.1	3.5	8.1	8.8	11.6	11.2	11.3	17.3	24.8	16.0	2.1	24.6	13.2	9.6	20.8	14.2	5.8	24.6	5.1	4.9	8.5	14.5	11.1	10.9	3.0
Média Subbosque Lenhoso	20.5	4.5	10.3	21.3	21.0	38.3	30.8	60.0	57.2	28.1	9.0	38.3	18.8	19.1	28.0	60.1	23.2	17.0	5.5	10.6	32.2	14.7	14.9	15.5	7.6
DP Subbosque Lenhoso	7.1	5.5	10.0	10.4	11.7	14.0	18.0	22.4	26.0	18.7	7.8	27.6	16.2	13.4	20.7	28.9	9.8	8.8	4.3	9.6	12.9	10.9	9.7	10.2	8.6
Média Subbosque Ervas	9.1	4.8	4.5	8.2	4.5	15.7	5.5	60.0	57.2	21.3	5.9	38.3	7.5	5.2	28.0	60.1	3.9	9.3	5.0	5.9	24.9	1.6	16.3	14.5	11.4
DP Subbosque Ervas	5.3	6.4	3.8	5.5	5.6	11.4	4.7	22.4	26.0	13.3	4.5	27.6	4.3	4.5	21.2	28.9	3.0	7.3	4.5	6.4	18.0	1.3	20.4	9.7	5.0
Média Rasteira Lenhosa	9.3	28.0	8.4	24.2	6.6	7.0	6.8	41.3	41.8	15.8	20.8	50.7	4.8	8.6	33.3	16.5	15.8	7.7	12.4	7.3	27.3	6.8	8.6	14.3	10.5
DP Rasteira Lenhosa	7.1	14.4	6.5	10.6	4.2	4.7	4.0	16.3	21.1	11.1	12.1	18.7	0.8	5.0	21.6	12.5	10.9	4.7	11.9	6.5	10.2	4.0	7.4	8.1	5.2
Média Rasteira Ervas	29.3	28.0	73.1	26.8	58.3	16.0	1.6	38.3	41.8	32.0	37.5	50.7	16.4	25.8	34.2	16.5	34.0	7.6	51.1	59.5	21.6	1.6	54.7	31.9	46.9
DP Rasteira Ervas	20.9	14.4	27.4	25.4	25.5	17.3	1.7	16.0	21.1	17.3	23.2	18.7	12.4	17.5	20.9	12.5	16.4	13.9	17.9	39.4	14.3	2.3	24.9	11.7	17.9
Média Solo Exposto	39.3	29.5	20.5	41.0	16.5	65.7	65.6	26.0	20.6	25.8	16.5	40.2	39.4	32.5	32.4	57.2	23.1	74.2	46.4	4.4	30.0	79.3	10.2	37.6	26.7
DP Solo Exposto	15.3	11.1	19.9	19.8	24.9	12.3	12.5	19.1	18.1	16.2	18.6	28.0	15.6	23.2	22.6	14.0	15.9	13.3	20.7	9.6	21.1	10.3	6.9	20.2	21.4
Média Cobertura Dossel	39.9	3.9	18.4	20.0	22.8	27.3	25.3	146	126	72.5	4.5	54.8	34.8	21.1	37.6	158. 4	7.7	46.1	17.8	3.4	78.0	34.5	21.3	38.3	10.2
DP Cobertura Dossel	17.9	4.9	14.7	9.3	15.3	15.9	11.6	36.4	51.9	34.4	3.1	49.3	13.4	10.3	37.9	28.4	6.6	24.0	11.8	4.8	16.9	13.7	12.3	22.0	3.4
Media Cobertura intermedia	29.5	9.3	14.9	29.4	25.6	54.0	36.3	114. 120	120. 3	49.3	14.9	76.6	26.3	24.3	55.9	2	27.0	26.4	10.5	16.5	57.0	16.3	31.1	30.0	19.0
DP Cobertura intermedia	9.9	11.8	13.2	11.3	13.0	20.1	15.9	44.7	52.0	29.8	8.7	55.2	18.9	12.5	41.7	57.9	9.0	13.0	8.7	15.2	28.6	11.6	19.4	13.5	10.5
Media Cobertura rasteira	38.6	55.9	81.5	51.0	64.9	23.1	8.4	79.5	83.6	47.8	58.3	101. 4	21.1	34.4	67.5	33.0	49.8	15.3	63.5	66.8	48.9	8.4	63.3	46.3	57.4
DP Cobertura rasteira	23.0	28.8	29.6	20.3	26.0	17.4	4.2	30.7	42.2	20.4	30.1	37.5	12.1	20.0	42.4	25.0	18.7	13.5	24.5	44.3	22.5	3.9	24.5	13.9	17.3
Media Dossel+ intermedia	69.4	13.2	33.3	49.4	48.4	81.3	61.6	240. 3	121. 8	19.4	131. 4	61.0	45.5	93.5	278. 6	34.8	72.5	28.3	19.9	135	50.8	52.4	68.3	29.2	
DP Dossel+ intermed	20.7	15.1	25.3	18.1	15.9	26.9	23.0	76.5	101	57.7	10.1	69.6	22.6	22.0	64.3	74.5	11.4	26.1	12.7	18.3	41.2	17.6	24.5	30.2	11.4

Grupo de variáveis e métricas	P-5	P-29	P-44	P-49	P-55	P-57	P-77	P-90	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	P-1226		
Media Dossel+ intermed.lenhoso	60.3	8.4	28.8	41.3	43.9	65.6	56.1	206.0	183.2	100.6	13.5	93.1	53.5	40.2	65.6	218.5	30.9	63.2	23.3	14.0	110.1	49.2	36.1	53.8	17.8		
DP Dossel+ intermed.lenhoso	20.4	9.2	22.4	16.1	15.4	23.0	23.8	55.6	76.0	46.9	9.5	53.6	21.1	22.5	48.6	48.4	12.4	24.1	11.7	12.3	26.3	17.1	20.0	29.6	9.0		
Media Cobertura total	108.1	69.1	114.8	100.5	113.3	104.3	70.0	345.6	324.7	169.7	77.7	232.7	82.2	79.9	161.6	311.6	84.5	87.8	91.8	86.7	183.9	59.2	115.7	114.5	86.6		
DP Cobertura total	28.9	31.7	43.4	14.4	27.7	23.7	22.1	135.90.1	135.7	72.6	30.7	89.8	26.7	32.5	87.4	80.6	19.1	25.4	24.4	59.4	54.5	16.3	19.8	32.4	19.0		
Media Cobertura lenhosa	69.7	36.4	37.2	65.5	50.5	72.6	63.0	247.3	225.4	116.4	34.3	8.8	58.3	48.9	98.9	235.46.7	46.7	70.9	35.7	21.3	137.4	56.0	44.8	68.1	28.3		
DP Cobertura Lenhosa	24.0	16.4	27.1	21.5	16.9	24.2	22.2	60.1	92.5	55.1	10.8	59.8	21.3	25.0	57.2	49.5	17.2	27.1	16.0	18.5	29.0	16.9	22.9	34.7	12.3		
Presença Dossel por Transecto	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	
Presença Subbosque por Transecto	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	
Presença Vegetação Rasteira por Transecto	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	
Presença Dossel e Subbosque Transecto	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	
Presença Vegetação Ripária por Transecto	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	
Madeira																											
Nº Madeira / 100m - Tamanho 1	15.3	17.3	4.7	3.3	11.0	16.7	6.3	86.0	41.7	18.0	75.0	13.3	37.1	5.5	43.0	67.3	134	18.3	11.3	4.7	21.3	8.7	12.1	24.0	12.0		
Nº Madeira / 100m - Tamanho 2	2.0	7.3	0.0	0.0	5.0	0.7	2.5	50.7	9.6	2.0	28.1	1.3	4.1	3.5	18.5	18.0	37.3	9.6	2.0	0.0	1.9	8.0	2.6	0.7	6.5		
N Madeira / 100m - Tamanho 3	0.7	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.6	14.7	3.3	0.0	9.4	1.3	1.2	0.5	15.0	2.0	6.0	2.9	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	3.5		
Nº Madeira / 100m - Tamanho 4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.7	0.8	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.5		
Vol Madeira / 100m - Tamanho 1	1.9	3.0	0.3	0.2	3.4	1.2	2.1	15.9	6.7	1.8	21.7	2.1	3.2	1.2	35.7	7.9	22.8	6.6	1.6	0.3	1.5	6.0	1.3	1.6	8.7		
Vol Madeira / 100m - Tamanho 2	0.7	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	1.6	6.8	3.5	0.0	12.5	1.4	0.5	0.5	33.3	2.1	7.2	4.6	0.0	0.0	0.0	5.0	0.0	0.0	7.5		

Grupo de variáveis e métricas	P-5	P-29	P-44	P-49	P-55	P-57	P-77	P-90	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	P-1226	
Vol Madeira / 100m - Tamanho 3	1.1	2.4	0.0	0.0	3.0	0.2	1.9	13.9	4.9	0.9	19.0	1.4	1.3	1.1	34.3	5.0	17.2	6.1	1.1	0.0	0.3	6.0	0.7	0.2	8.4	
Vol Madeira / 100m - Tamanho 4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	4.7	0.0	0.0	0.0	20.3	0.0	1.7	2.4	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	4.7	
N° Madeira Acima / 100m - Tamanho 1	5.3	26.7	4.0	2.0	0.3	3.3	0.0	16.0	10.0	3.5	38.1	0.0	3.5	1.0	0.0	33.3	47.3	0.8	10.0	1.3	11.9	1.3	2.1	6.0	4.0	
N° Madeira Acima / 100m - Tamanho 2	0.0	4.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	5.8	1.5	13.8	0.0	0.0	0.0	0.0	22.7	18.7	0.8	2.0	0.0	5.6	1.3	1.1	0.0	1.5	
N° Madeira Acima / 100m - Tamanho 3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.6	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	5.3	4.0	0.0	0.0	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0	1.0	
N° Madeira Acima / 100m - Tamanho 4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.7	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	
N° Madeira Acima / 100m - Tamanho 5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	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	0.0	
Vol Madeira Fora / 100m - Tamanho 1	0.3	2.4	0.2	0.3	0.0	0.2	0.0	0.9	5.3	0.5	5.6	0.0	0.2	0.1	0.0	10.6	22.6	0.2	1.1	0.1	8.5	0.2	0.4	0.3	1.0	
Vol Madeira Fora / 100m - Tamanho 2	0.0	1.1	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	5.1	0.3	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0	20.9	0.2	0.7	0.0	8.2	0.2	0.4	0.0	0.8	
Vol Madeira Fora / 100m - Tamanho 3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.8	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	6.8	17.3	0.0	0.0	0.0	7.6	0.0	0.0	0.0	0.7	
Vol Madeira Fora / 100m - Tamanho 4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	15.1	0.0	0.0	0.0	4.4	0.0	0.0	0.0	0.0	
Vol Madeira Fora / 100m - Tamanho 5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
N° Madeira + Superior / 100m - Tamanho 1	20.7	44.0	8.7	5.3	11.3	20.0	6.3	102	51.7	21.5	113.1	13.3	40.6	6.5	43.0	7	100.3	181.	19.2	21.3	6.0	33.1	10.0	14.2	30.0	16.0
N° Madeira + Superior / 100m - Tamanho 2	2.0	11.3	0.0	0.7	5.0	0.7	2.5	50.7	15.4	3.5	41.9	1.3	4.1	3.5	18.5	40.7	56.0	10.4	4.0	0.0	7.5	9.3	3.7	0.7	8.0	
N° Madeira + Superior / 100m - Tamanho 3	0.7	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.6	14.7	7.9	0.0	10.0	1.3	1.2	0.5	15.0	7.3	10.0	2.9	0.0	0.0	3.8	3.3	0.0	0.0	4.5	

Grupo de variáveis e métricas	P-5	P-29	P-44	P-49	P-55	P-57	P-77	P-90	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	P-1226	
Vol Madeira + Sup / 100m - Tamanho 4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Vol Madeira + Sup / 100m - Tamanho 5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Vol Madeira Leito / m2 - Tamanho pequena	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Vol Madeira Acima / m2 - Tamanho pequena	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Vol Madeira Leito / 100m - Tamanho pequena	1.2	3.0	0.3	0.2	1.2	1.2	0.6	9.1	3.3	1.8	9.2	0.7	2.7	0.7	2.4	5.8	15.6	2.0	1.6	0.3	1.5	1.0	1.3	1.6	1.2	
Vol Madeira Acima / 100m - Tamanho pequena	0.3	1.3	0.2	0.1	0.0	0.2	0.0	0.9	0.2	0.1	1.4	0.0	0.2	0.1	0.0	0.6	1.7	0.0	0.5	0.1	0.4	0.0	0.1	0.3	0.1	
Abrigo Natural																										
Alga Filamentosa	0.0	18.0	2.7	0.0	2.7	0.5	0.0	9.5	13.2	2.3	0.0	6.8	0.0	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	2.7	0.0	3.2	0.5	0.0	0.5	0.0	
Macrófita	0.5	32.0	71.4	33.9	3.6	5.5	0.0	13.2	10.9	17.7	0.0	9.1	0.5	4.5	0.0	7.7	0.0	5.9	0.0	35.7	17.3	1.8	32.7	0.0	0.5	
Madeira Grande	4.1	0.5	5.7	4.1	4.1	2.7	2.3	9.1	5.0	7.3	2.7	1.8	14.1	2.7	17.7	12.5	0.9	4.5	8.4	0.5	3.6	10.2	1.4	5.9	4.1	
Madeira Pequena	16.6	8.9	11.6	12.3	3.6	23.9	13.4	13.2	22.0	16.6	18.4	5.5	17.7	3.6	29.1	31.4	23.6	4.5	10.9	0.5	14.3	10.5	10.0	15.2	5.0	
Árvores Vivas	30.9	36.1	17.3	15.9	0.5	13.6	4.5	35.2	35.2	19.1	18.9	7.5	15.9	3.2	14.5	20.0	16.1	24.3	5.0	9.1	33.9	4.1	17.7	6.8	2.7	
Banco de Folhas	18.9	10.0	4.1	17.0	1.8	18.2	8.6	19.1	14.1	8.2	6.4	22.0	14.1	3.2	2.3	36.1	1.4	4.1	24.3	0.0	39.8	10.5	17.0	15.9	4.1	
Vegetação Pendurada	6.8	18.9	5.5	44.8	5.0	14.3	4.1	50.0	79.3	13.2	13.0	47.3	5.9	6.8	37.7	48.4	11.8	8.6	2.7	9.1	37.3	8.6	12.3	1.4	5.9	
Margem Escavada	11.4	0.0	0.0	4.5	1.8	0.0	0.0	2.3	0.5	6.4	0.5	0.0	15.2	3.6	1.4	0.0	13.4	10.5	3.2	5.5	3.6	0.9	6.4	3.2	0.9	
Media Matacão	2.3	0.0	0.0	0.0	0.9	5.5	9.8	22.5	39.8	25.9	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	17.7	0.0	4.5	0.0	29.1	33.2	0.0	3.2	1.4	9.1	
Estruturas Artificiais	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.9	0.0	0.0	0.9	0.0	
Média Abrigo Total	91.4	74.3	44.1	98.6	17.7	78.2	42.7	151. 4	196. 4	96.6	59.8	84.1	83.0	23.6	105. 5	166. 1	67.3	61.1	55.5	53.6	166. 6	44.8	68.0	50.7	31.8	

Grupo de variáveis e métricas	P-5	P-29	P-44	P-49	P-55	P-57	P-77	P-90	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	P-1226
Média Abrigo Total + Algas e Macrófitas	91.8	124.3	118.2	132.5	24.1	84.1	42.7	174.1	220.5	116.6	59.8	100.0	83.4	28.2	105.5	177.5	67.3	67.0	58.2	89.3	187.0	47.0	100.7	51.1	32.3
Média Abrigo Natural	41.1	28.2	22.7	65.7	15.5	46.4	29.5	97.0	146.6	69.3	34.5	54.5	53.0	17.3	85.9	110	49.8	32.7	25.2	44.5	92.0	30.2	33.2	27.0	25.0
Abrigo Natural (Incluindo Banco de Folhas e Raízes Vivas)	90.9	74.3	44.1	98.6	17.7	78.2	42.7	151.4	195.9	96.6	59.8	84.1	83.0	23.6	102.7	166.1	67.3	61.1	54.5	53.6	165.7	44.8	68.0	49.8	31.8
Média Abrigo Antropogênico (Estruturas Artificiais)	0.9	50.0	74.1	33.9	6.4	5.9	0.0	22.7	24.5	20.0	0.0	15.9	0.5	4.5	2.7	11.4	0.0	5.9	3.6	35.7	21.4	2.3	32.7	1.4	0.5
Média Abrigo Grande	18.2	0.5	5.7	8.6	6.8	8.2	12.0	33.9	45.7	39.5	3.2	1.8	29.3	6.8	21.8	30.2	14.3	19.5	12.5	35.0	41.4	11.1	10.9	11.4	14.1
Alga + Macrófita	0.5	50.0	74.1	33.9	6.4	5.9	0.0	22.7	24.1	20.0	0.0	15.9	0.5	4.5	0.0	11.4	0.0	5.9	2.7	35.7	20.5	2.3	32.7	0.5	0.5
Madeira Grande + Pequena	20.7	9.3	17.3	16.4	7.7	26.6	15.7	22.3	27.0	23.9	21.1	7.3	31.8	6.4	46.8	43.9	24.5	9.1	19.3	0.9	18.0	20.7	11.4	21.1	9.1
Árvores Vivas e raízes + Vegetação pendurada	37.7	55.0	22.7	60.7	5.5	28.0	8.6	85.2	114.5	32.3	31.8	54.8	21.8	10.0	52.3	68.4	28.0	33.0	7.7	18.2	71.1	12.7	30.0	8.2	8.6
Proporção Alga Filamentosa	0.0	0.8	0.2	0.0	0.5	0.1	0.0	0.8	0.8	0.5	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.2	0.0	0.3	0.1	0.0	0.1	0.0
Proporção Macrófita	0.1	0.9	0.9	1.0	0.7	0.4	0.0	0.8	0.7	0.9	0.0	0.7	0.1	0.9	0.0	0.5	0.0	0.8	0.0	0.7	0.8	0.4	0.9	0.0	0.1
Proporção Madeira Grande	0.5	0.1	0.2	0.5	0.8	0.2	0.5	0.7	0.6	0.4	0.2	0.4	1.0	0.5	0.9	0.8	0.2	0.9	0.4	0.1	0.4	0.7	0.3	0.5	0.8
Proporção Madeira Pequena	0.9	0.5	0.6	1.0	0.7	0.8	1.0	0.8	0.9	0.9	0.9	0.7	1.0	0.7	0.9	1.0	1.0	0.9	0.7	0.1	0.8	1.0	0.9	1.0	1.0
Proporção Árvores Vivas	1.0	1.0	0.9	1.0	0.1	0.9	0.5	0.8	1.0	0.9	1.0	0.5	1.0	0.6	0.6	0.6	0.8	1.0	0.3	0.7	0.9	0.5	1.0	1.0	0.5
Proporção Banco de Folhas	1.0	0.9	0.5	1.0	0.4	1.0	1.0	0.6	1.0	0.9	0.9	0.8	1.0	0.6	0.5	1.0	0.3	0.8	0.9	0.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.8
Proporção Vegetação Pendurada	0.6	1.0	0.7	1.0	1.0	0.8	0.8	0.7	1.0	0.8	0.9	1.0	0.8	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	0.5	0.7	1.0	1.0	1.0	0.3	0.8
Proporção Margem Escavada	0.8	0.0	0.0	0.9	0.4	0.0	0.0	0.1	0.1	0.9	0.1	0.0	1.0	0.7	0.3	0.0	0.6	1.0	0.3	0.4	0.4	0.2	0.9	0.6	0.2
Proporção Matacão	0.5	0.0	0.0	0.0	0.2	0.4	0.6	0.7	1.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.9	0.0	0.5	0.0	0.7	1.0	0.0	0.3	0.3	0.7
Proporção Estruturas Artificiais	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0
Proporção Total	1.0	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.7	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0

Grupo de variáveis e métricas	P-5	P-29	P-44	P-49	P-55	P-57	P-77	P-90	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	P-1226	
Proporção Total + Macrófitas e Algas	1.0	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.7	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	
Proporção Natural	1.0	1.0	0.8	1.0	1.0	0.9	1.0	0.9	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.7	0.7	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	
Proporção Abrigo Natural (Banco de Folhas e Raízes Vivas)	1.0	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.7	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	
Proporção Antropogênico	1.0	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.7	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	
Proporção Grande	0.1	0.9	0.9	1.0	0.7	0.4	0.0	0.8	0.8	0.9	0.0	0.7	0.1	0.9	0.2	0.9	0.0	0.8	0.4	0.7	0.8	0.4	0.9	0.3	0.1	
<i>Impacto humano</i>																										
Índice de Proximidade Muro	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	
Índice de Proximidade Construção	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Proximidade Estrada Index	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Índice de Proximidade Rodovia	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	
Índice de Proximidade Canos	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	
Índice de Proximidade Lixo	0.3	0.1	0.0	0.2	0.3	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.2	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	1.1	0.1	0.3	0.0	
Proximidade Estacionamento index	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	
Proximidade Cultura index	0.2	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.1	0.0	
Índice de Proximidade Pasto	0.7	0.0	0.1	0.7	0.0	0.7	0.9	0.2	0.2	0.1	0.1	0.0	0.9	0.9	0.5	0.6	0.0	0.6	0.6	0.0	0.3	1.4	0.3	0.5	0.0	
Índice de Proximidade Silvicultura	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Índice de Proximidade Impacto Total	1.3	0.4	0.1	0.9	0.5	1.3	1.3	0.7	0.4	0.5	0.3	0.3	1.0	1.0	0.7	1.1	0.0	0.7	0.7	0.1	1.1	2.7	0.5	1.0	0.0	
Índice de Proximidade Impacto Não agrícola	0.4	0.1	0.0	0.2	0.5	0.5	0.2	0.4	0.2	0.3	0.1	0.0	0.1	0.0	0.2	0.4	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	1.3	0.1	0.5	0.0	
Índice de Proximidade Impacto Agrícola	0.9	0.3	0.1	0.7	0.0	0.7	1.0	0.3	0.2	0.1	0.1	0.2	0.9	1.0	0.5	0.7	0.0	0.6	0.6	0.0	1.1	1.4	0.3	0.5	0.0	

Grupo de variáveis e métricas	P-5	P-29	P-44	P-49	P-55	P-57	P-77	P-90	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	P-1226
Proporção de Impacto Humano por Trecho	1.0	0.5	0.1	1.0	0.2	0.7	0.9	0.3	0.3	0.3	0.2	0.4	1.0	1.0	0.5	0.6	0.0	0.9	0.8	0.1	0.6	1.0	0.5	0.7	0.0
Proporção de Impacto Humano Agrícola por Trecho	1.0	0.5	0.1	1.0	0.0	0.6	0.9	0.3	0.3	0.1	0.2	0.4	1.0	1.0	0.5	0.5	0.0	0.9	0.8	0.0	0.6	1.0	0.5	0.5	0.0
Proporção de Impacto Humano Não Agrícola por Trecho	0.3	0.0	0.0	0.1	0.2	0.4	0.1	0.3	0.2	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2	0.0	0.2	0.1	0.1	0.0	0.8	0.0	0.3	0.0
Proporção de Impacto Humano por Trecho	0.3	0.0	0.0	0.2	0.2	0.5	0.3	0.3	0.0	0.2	0.1	0.0	0.2	0.1	0.1	0.3	0.0	0.0	0.1	0.1	0.5	1.0	0.0	0.4	0.0
Proporção de Impacto Humano Agrícola por Trecho	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.9	0.0	0.2	0.0
Proporção de Impacto Humano Não Agrícola por Trecho	0.3	0.0	0.0	0.1	0.2	0.4	0.1	0.3	0.2	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2	0.0	0.2	0.1	0.1	0.0	0.8	0.0	0.3	0.0
Proporção de Impacto Humano por Trecho	0.4	0.0	0.0	0.3	0.2	0.7	0.7	0.3	0.0	0.2	0.1	0.0	0.5	0.8	0.3	0.6	0.0	0.0	0.2	0.1	0.5	1.0	0.0	0.4	0.0
Proporção de Impacto Humano Agrícola por Trecho	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.5	0.7	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.5	0.8	0.3	0.5	0.0	0.0	0.1	0.0	0.5	0.9	0.0	0.2	0.0
Proporção de Impacto Humano Não Agrícola por Trecho	0.3	0.0	0.0	0.1	0.2	0.4	0.1	0.3	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.7	0.0	0.3	0.0
Proporção de Impacto Humano por Trecho	0.6	0.5	0.1	0.6	0.0	0.0	0.2	0.0	0.3	0.1	0.1	0.4	0.5	0.2	0.3	0.0	0.0	0.9	0.6	0.0	0.1	0.0	0.5	0.4	0.0
Proporção de Impacto Humano Agrícola por Trecho	0.9	0.5	0.1	0.7	0.0	0.0	0.2	0.2	0.3	0.0	0.2	0.4	0.5	0.2	0.3	0.1	0.0	0.9	0.7	0.0	0.1	0.1	0.5	0.4	0.0
Proporção de Impacto Humano Não Agrícola por Trecho	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Proporção de Impacto Humano por Trecho	0.7	0.5	0.1	0.8	0.0	0.2	0.6	0.0	0.3	0.1	0.1	0.4	0.8	0.9	0.5	0.3	0.0	0.9	0.6	0.0	0.1	0.0	0.5	0.4	0.0
Proporção de Impacto Humano Agrícola por Trecho	1.0	0.5	0.1	0.9	0.0	0.3	0.7	0.2	0.3	0.0	0.2	0.4	0.8	0.9	0.5	0.4	0.0	0.9	0.7	0.0	0.1	0.1	0.5	0.4	0.0

Tabela 1- Valores das métricas do habitat físico e variáveis físico-químicas da água, em 25 pontos amostrados nos riachos do rio Pandeiros. Desvio Padrão e valores perdidos estão representados por “SD” e “NA”, respectivamente. Fonte: Do autor (2018). (Conclusão).

Grupo de variáveis e métricas	P-5	P-29	P-44	P-49	P-55	P-57	P-77	P-90	P-134	P-135	P-138	P-150	P-151	P-175	P-182	P-190	P-202	P-215	P-222	P-245	P-267	P-299	P-391	P-462	P-1226	
Proporção de Impacto Humano Não Agrícola por Trecho	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Físicoquímicas																										
Temperatura da água (°C)	23.1	22.5	25.1	22.4	25.0	22.8	22.6	23.3	23.6	25.0	23.3	25.0	23.5	22.9	30.0	24.8	22.7	24.5	23.0	24.3	21.9		25.0	21.3	21.6	
pH	6.8	4.0	7.4	6.8	7.6	6.4	6.6	7.6	8.4	7.8	8.1	7.9	7.4	6.8	6.4	8.1	8.3	7.4	7.7	5.9	7.5	6.4	7.7	7.3	7.4	
Condutividade (µS/cm)	173.9	18.9	58.7	175.1	96.7	13.0	23.9	32.3	62.0	207	43.5	275	226	87.3	29.8	319	44.8	25.3	533	7.3	47.3	24.9	215	3.9	40.6	
Sólidos Totais (ppm)	67.8	6.9	22.9	67.4	34.9	0.3	8.7	0.0	0.0	95.2	0.0	106.9	1.0	32.9	11.2	3	0.0	33.1	0	0.0	0.0	9.3	99.2	6	15.5	
Turbidez (NTU)	2.9	8.2	24.3	1.7	33.0	5.1	11.5	2.2	1.7	0.1	11.5	22.5	6.5	9.3	18.2	0.1	18.0	4.2	8.9	3.9	2.0	4.2	0.1	8.0	16.9	
OD (mg/L)	6.8	6.9	4.4	7.1	7.8	6.9	8.6	6.9	9.1	6.5	7.3	6.4	7.6	7.4	7.6	7.1	7.4	7.6	3.4	7.6	7.8	7.8	7.3	3.7	7.6	
Alcalinidade (mEq/L CO ₂)	157.7	30.2	73.7	152.3	71.9	-0.5	14.4	36.4	50.5	222.7	29.0	257.4	224.3	89.1	36.7	325.6	21.3	233.5	312.4	32.1	28.1	38.7	187.1	331.8	131.6	
Nitrogênio Total (mg/L)	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	
Fósforo Total (ug/L)	3.6	10.9	3.6	3.6	6.0	4.4	11.7	12.5	4.4	9.3	12.5	9.3	2.8	6.0	2.0	4.4	7.6	2.8	18.9	4.4	14.1	2.0	6.8	4.4	11.7	
Clorofila (ug/L)	0.0	1.4	7.1	0.7	0.0	0.7	0.0	0.7	0.4	1.1	0.0	0.0	0.0	1.4	0.4	0.7	0.7	0.0	2.8	9.0	0.9	1.4	0.7	0.4	0.0	
Feofitina (ug/L)	4.0	4.1	0.4	1.8	2.7	1.8	9.9	3.3	0.1	0.4	0.8	1.5	0.2	6.6	1.1	0.3	0.3	0.5	2.6	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	1.7	

Fonte: Do autor (2018).