

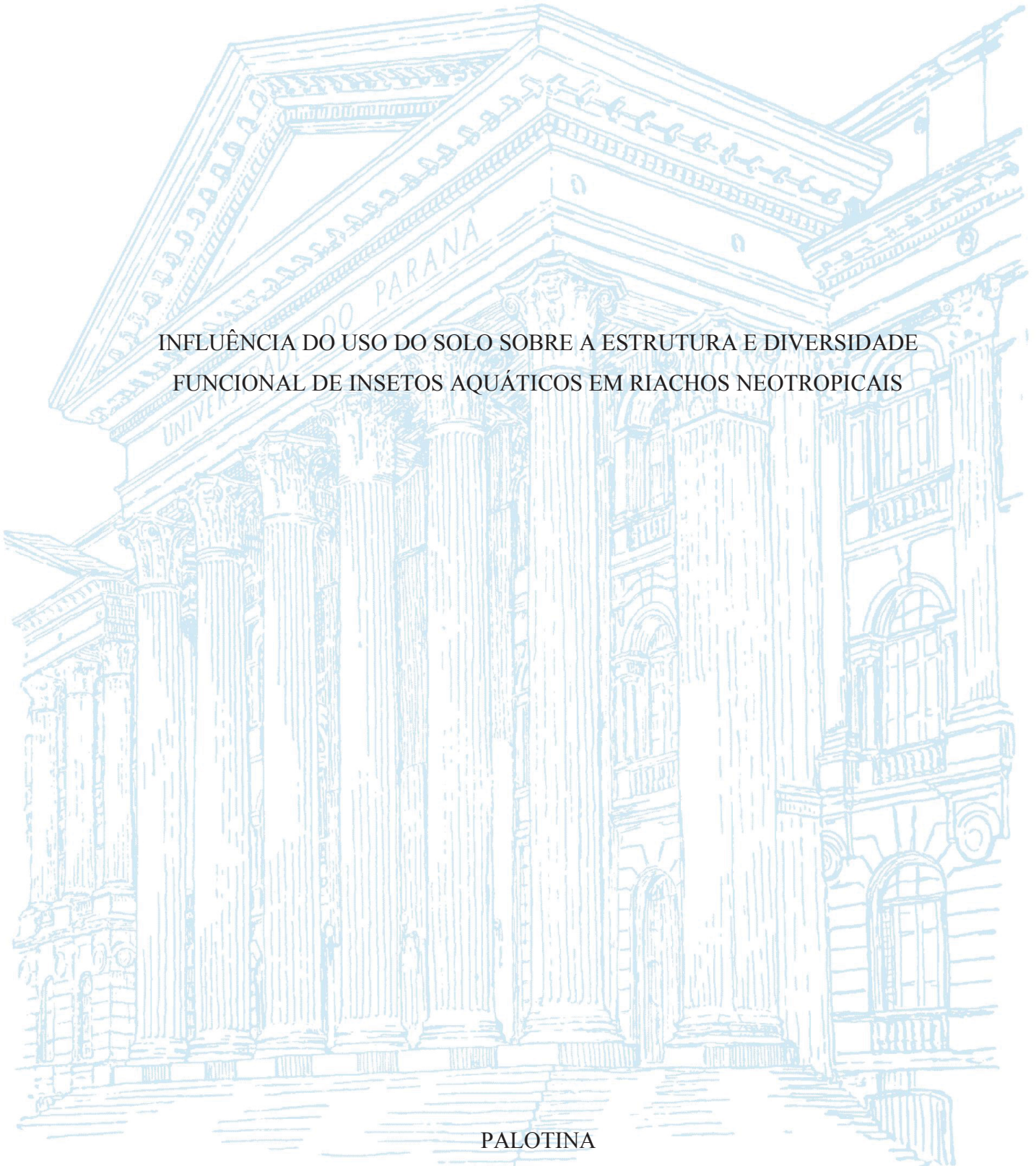
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

NILMARA RODRIGUES MACHADO

INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO SOBRE A ESTRUTURA E DIVERSIDADE
FUNCIONAL DE INSETOS AQUÁTICOS EM RIACHOS NEOTROPICAIS

PALOTINA

2019



NILMARA RODRIGUES MACHADO

INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO SOBRE A ESTRUTURA E DIVERSIDADE
FUNCIONAL DE INSETOS AQUÁTICOS EM RIACHOS NEOTROPICAIS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável do Setor Palotina, Departamento de Zootecnia da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável.

Área de concentração: Impactos ambientais da atividade de Aquicultura

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Yara Moretto

PALOTINA
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

M149 Machado, Nilmara Rodrigues
Influência do uso do solo sobre a estrutura e diversidade funcional de insetos aquáticos em riachos neotropicais / Nilmara Rodrigues Machado – Palotina, 2019.
44f.

Orientadora: Yara Moretto
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável.

1. Ambientes lóticos. 2. Entomofauna aquática. 3. Índices funcionais. 4. Distúrbios antrópicos. I. Moretto, Yara. III. Universidade Federal do Paraná. IV. Título.

CDU 639



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR PALOTINA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO AQUICULTURA E
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL - 40001016078P2


TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em AQUICULTURA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **NILMARA RODRIGUES MACHADO** intitulada: **Influência do uso do solo sobre a estrutura e diversidade funcional de insetos aquáticos em riachos neotropicais**, sob orientação da Profa. Dra. YARA MORETTO, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação no rito de defesa. A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

PALOTINA, 17 de Dezembro de 2019.


YARA MORETTO

Presidente da Banca Examinadora (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)



ANDRÉ MARTINS VAZ DOS SANTOS

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)



ROSILENE LUCIANA DELARIVA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ)

Dedico este trabalho aos meus pais Nely e
Guilherme e aos irmãos Nildamara e
Guilherme Jr.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, a Deus, pois, sem Ele eu nada seria. Em seguida, a minha família: aos meus pais pela inspiração, o amor e educação.

Aos meus irmãos, pelo companheirismo e alegria, em especial a minha querida irmã Nildamara, principal impulsionadora e fonte de apoio incondicional.

Sou, igualmente, grata aos meus amigos da República Calango pela agradável convivência e apoio, em especial ao Alex Loiola, que esteve comigo desde o início dessa jornada.

Agradeço ainda, a minha orientadora a professora Dr^a Yara Moretto, por sua orientação, apoio e compreensão constantes.

A Dr^a Andreia Isaac, pela ajuda, disponibilidade e simpatia durante esses dois anos de mestrado.

A equipe do Laboratório de Invertebrados Aquáticos Bentônicos – LIAB e equipe da UNIOESTE, por tornarem possível a realização e conclusão desse trabalho.

A todos os meus sinceros agradecimentos!

Nilmara Rodrigues Machado

RESUMO

A ação antrópica tem, com frequência, impactado negativamente os ambientes aquáticos, sendo a urbanização e o crescimento das áreas de agricultura/pecuária os principais responsáveis pela degradação dos corpos hídricos. Com o intuito avaliar a degradação dos ambientes aquáticos, diversos indicadores ecológicos estão sendo amplamente utilizados como sinais de alerta de distúrbios naturais ou de origem antrópica. O presente trabalho teve como objetivo analisar temporal e espacialmente a estrutura e a dinâmica funcional da comunidade de insetos aquáticos bentônicos, localizados em riachos de cabeceira, distribuídos em áreas urbanas, rurais e minimamente impactadas, em duas bacias hidrográficas ao longo do estado do Paraná. As coletas foram realizadas em dois períodos hidrológicos: seco (julho/17) e chuvoso (dezembro/17), nas bacias hidrográficas dos rios Piquiri e Iguaçu, em 18 riachos. Para a caracterização do uso e ocupação do solo do entorno dos riachos foi utilizado o programa QGIS. Foram coletadas amostras de sedimento para análise granulométrica e mensuradas as variáveis físicas e químicas da água. Com coletor tipo Surber foram coletadas réplicas das amostras biológicas, para posterior identificação e categorização funcional, em 23 categorias, distribuídas em 6 traços funcionais. Foram utilizados três índices de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e dispersão funcional (FDis). Um total de 13.019 indivíduos foram identificados e distribuídos em oito ordens e 45 famílias de insetos aquáticos. As ordens com maior riqueza de táxons foram Trichoptera (11 famílias), Diptera (9 famílias), Coleoptera (7 famílias) e Odonata (7 famílias). Uma maior abundância foi registrada no período seco, com 8.890 indivíduos, distribuídos em 42 famílias, com 11 famílias exclusivas deste período. Na estação chuvosa, houve um declínio expressivo da abundância total e riqueza de famílias (34) de insetos aquáticos e aumento de Diptera, nos riachos urbanos da bacia do Piquiri. Além disso, observou-se redução do percentual de Diptera em riachos rurais, e maior ocorrência de Odonata, Coleoptera e EPT. Foram observadas diferenças significativas na diversidade de táxons e diversidade funcional entre os riachos urbanos, rurais e minimamente impactados. Os resultados evidenciaram maior valor médio de diversidade de Shannon-Wiener, riqueza funcional, equitabilidade funcional e dispersão funcional, nos riachos rurais e minimamente impactados. Nossos estudos apontaram que tanto a estrutura quanto os traços funcionais dos insetos diferenciaram grupos locais relacionados a distúrbios antropogênicos. A urbanização teve efeito negativo significativo sobre a diversidade de insetos aquáticos. Assim, os resultados obtidos evidenciaram a importância de incluir a diversidade funcional e, não somente, as medidas de diversidade tradicionais, na avaliação da real dimensão dos impactos das atividades antrópicas em riachos neotropicais, como verificado para os insetos aquáticos.

Palavras-chave: Ambientes lóticos. Entomofauna aquática. Índices funcionais. Distúrbios antrópicos.

ABSTRACT

Anthropic action has often negatively impacted aquatic environments, with urbanization and the growth of agriculture / livestock areas being primarily responsible for the degradation of water bodies. In order to assess the degradation of aquatic environments, several ecological indicators are being widely used as warning signs of natural disturbances or of anthropic origin. The present work aimed to analyze temporally and spatially the structure and the functional dynamics of the benthic aquatic insect community, located in headwater streams, distributed in urban, rural and minimally impacted areas, in two hydrographic basins along the state of Paraná. The collections were carried out in two hydrological periods: dry (July / 17) and rainy (December / 17), in the hydrographic basins of the Piquiri and Iguaçu rivers, in 18 streams. The QGis program was used to characterize the use and occupation of the land surrounding the streams. Sediment samples were collected for granulometric analysis and the physical and chemical variables of the water were measured. With a Surber type collector, triplicates of biological samples were collected, for later identification and functional categorization, in 23 categories, distributed in 6 functional traits. Three indexes of functional diversity were used: functional richness (FRic), functional equitability (FEve) and functional dispersion (FDis). A total of 13,019 individuals were identified and distributed in eight orders and 45 families of aquatic insects. The highest taxon orders were Trichoptera (11 families), Diptera (9 families), Coleoptera (7 families) and Odonata (7 families). A greater abundance was registered in the dry period, with 8,890 individuals, distributed in 42 families, with 11 exclusive families from this period. In the rainy season, there was a significant decline in the total abundance and wealth of families (34) of aquatic insects and an increase in Diptera in the urban streams of the Piquiri basin. In addition, there was a reduction in the percentage of Diptera in rural streams, and a higher occurrence of Odonata, Coleoptera and EPT. Significant differences were observed in the diversity of taxa and functional diversity between urban, rural and minimally impacted streams. The results showed a higher mean value of Shannon-Wiener diversity, functional richness, functional equitability and functional dispersion, in rural and minimally impacted streams. Our studies pointed out that both the structure and the functional features of insects differentiated local groups related to anthropogenic disorders. Urbanization had a significant negative effect on the diversity of aquatic insects. Thus, the results obtained showed the importance of including functional diversity, and not only traditional measures of diversity, in the assessment of the real dimension of the impacts of anthropic activities in neotropical streams, as verified for aquatic insects.

Keywords: Lotic environments. Aquatic entomofauna. Functional indexes. Anthropic disturbances.

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM NAS DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS. OS PONTOS ESTÃO CARACTERIZADOS EM URBANOS, RURAIS E PRESERVADOS, DE ACORDO COM O USO DO SOLO DO ENTORNO.....13

FIGURA 2 - PERCENTUAL DOS TRAÇOS FUNCIONAIS: (A) RESPIRAÇÃO, (B) EXOESQUELETO, (C) FORMA DO CORPO, (D) TAMANHO DO CORPO, (E) HÁBITO DE VIDA E (F) HÁBITO TRÓFICO, PARA DIFERENTES USOS DO SOLO EM CADA BACIA HIDROGRÁFICA NAS DUAS ESTAÇÕES..... 25

FIGURA 3 - DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER (H'), RIQUEZA FUNCIONAL ($FRic$), DISPERSÃO FUNCIONAL (FD_{is}) E EQUITABILIDADE FUNCIONAL (FE_{ve}) NOS RIACHOS URBANOS (U), RURAIS (R) E MINIMANTE IMPACTADOS (M), DAS BACIAS IGUAÇU (IGU) E PIQUIRI (PIQ), NOS PERÍODOS DE JULHO DE 2017 (Seca) E DEZEMBRO DE 2017 (Chuvosa). 27

FIGURA 4 - DIAGRAMA DE ORDENAÇÃO PARA OS DOIS PRIMEIROS EIXOS DA ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA (RDA), DE ACORDO COM AS VARIÁVEIS ABIÓTICAS (OS CÓDIGOS DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SE ENCONTRAM NA TABELA 3) E CATEGORIAS DOS TRAÇOS FUNCIONAIS DA COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS NOS RIACHOS URBANOS, RURAIS E MINIMAMENTE IMPACTADOS (OS CÓDIGOS DAS CATEGORIAS DOS TRAÇOS FUNCIONAIS E VARIÁVEIS AMBIENTAIS ENCONTRAM-SE NAS TABELAS 2 E 3, RESPECTIVAMENTE). 24

TABELA 1 - ATRIBUTOS FUNCIONAIS ANALISADOS, ADAPTADOS DE Merrit et al. (2008), Vieira et al. (2006), Poff et al. (2006)..... 15

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1. ÁREA DE ESTUDO	12
2.2. TIPO DE SOLO E CARACTERIZAÇÃO DO USO DO SOLO	13
2.3. GRANULOMETRIA DO SUBSTRATO	14
2.4. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA.....	14
2.5. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS: INSETOS AQUÁTICOS BENTÔNICOS.....	14
2.6. CATEGORIZAÇÃO FUNCIONAL.....	14
2.7. ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL	16
2.8. ANÁLISE DOS DADOS	16
3. RESULTADOS	17
3.1. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E GRANULOMETRIA DO SUBSTRATO	17
3.2. ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS	18
3.3. ESTRUTURA FUNCIONAL DA ENTOMOFAUNA AQUÁTICA	19
3.4. DIVERSIDADE DE SHANNON, RIQUEZA, DISPERSÃO E EQUITABILIDADE FUNCIONAL	22
3.5. RELAÇÃO ENTRE COMPOSIÇÃO FUNCIONAL E FATORES AMBIENTAIS	23
4. DISCUSSÃO	25
REFERÊNCIAS.....	29
APÊNDICE A	37
TABELA 1 - DESCRIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA CONSIDERANDO RIACHOS, BACIA HIDROGRÁFICA, CATEGORIA DO RIACHO, CIDADE E COORDENADAS (M.Imp. = MINIMAMENTE IMPACTADO).....	37
APÊNDICE B.....	38
TABELA 2 - VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NAS DIFERENTES CATEGORIAS DE RIACHOS: URBANOS (URB), RURAIS (RUR) E MINIMAMENTE IMPACTADOS (MIM), DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS (IGUAÇU E PIQUIRI), NO PERÍODO DE JULHO DE 2017 (SECA) E DEZEMBRO DE 2017 (CHUVA). Temp (TEMPERATURA), Cond (CONDUTIVIDADE), OD (OXIGÊNIO DISSOLVIDO), NH4 (AMÔNIA), PO4 (ORTOFOSFATO), NO3 (NITRATO) Prof (PROFUNDIDADE), AMG (AREIA MUITO GROSSA), AG (AREIA GROSSA), AM (AREIA MÉDIA), AF (AREIA FINA) E AMF (AREIA MUITO FINA). * VARIÁVEIS QUE DIFERIRAM SIGNIFICATIVAMENTE ENTRE AS CATEGORIAS DE RIACHOS.	38
APÊNDICE C	40
TABELA 3 - COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN PARA AS VARIÁVEIS ABIÓTICAS DOS PONTOS AMOSTRAIS. TEMPERATURA (Temp), CONDUTIVIDADE (Cond), TURBIDEZ (Turb), OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD), PROFUNDIDADE (Prof), SEIXOS (Seix), GRÂNULOS (Gran), AREIA MUITO GROSSA (AMG), AREIA GROSSA (AG), AREIA MÉDIA (AM), AREIA FINA (AF),	

AREIA MUITO FINA (AMF), ARGILA (Arg), FÓSFORO TOTAL (PT), NITROGÊNIO TOTAL (NT), AMÔNIA (NH ₄), ORTOFOSFATO (PO ₄) E NITRATO (NO ₃). * SIGNIFICATIVO PARA P>0,05.	40
TABELA 4 - COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN PARA OS TRAÇOS FUNCIONAIS. OS CÓDIGOS DAS CATEGORIAS DOS TRAÇOS FUNCIONAIS ENCONTRAM-SE NA TABELA 2.	41
APÊNDICE D	42
TABELA 5 – OCORRÊNCIAS DAS FAMÍLIAS NAS DIFERENTES CATEGORIAS DE RIACHOS, URBANOS (URB), RURAIS (RUR) E MINIMAMENTE IMPACTADOS (MIM), NAS BACIAS DO IGUAÇU E PIQUIRI, EM JULHO (ESTAÇÃO SECA) E DEZEMBRO (ESTAÇÃO CHUVOSA) DE 2017.	42
APÊNDICE E	43
TABELA 6 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) DOS ÍNDICES DE SHANNON H', RIQUEZA FUNCIONAL, DISPERSÃO FUNCIONAL E EQUITABILIDADE FUNCIONAL ENTRE OS DIFERENTES USOS DE SOLO (URBANO, RURAL E MINIMAMENTE IMPACTADOS), BACIA HIDROGRÁFICA (IGUAÇU E PIQUIRI) E PERÍODO PLUVIOMÉTRICO (SECO - JULHO/2017 E CHUVOSO – DEZEMBRO/2017).	43
TABELA 7 – TESTE DE TUKEY DOS ÍNDICES DE SHANNON H', RIQUEZA FUNCIONAL, DISPERSÃO FUNCIONAL E EQUITABILIDADE FUNCIONAL ENTRE OS DIFERENTES USOS DE SOLO (URBANO, RURAL E MINIMAMENTE IMPACTADOS), BACIA HIDROGRÁFICA (IGUAÇU E PIQUIRI) E PERÍODO PLUVIOMÉTRICO (SECO - JULHO/2017 E CHUVOSO – DEZEMBRO/2017).	43

1. INTRODUÇÃO

A ação antrópica tem, com frequência, impactado negativamente os ambientes aquáticos, sendo a urbanização e o crescimento das áreas de agricultura/pecuária os principais responsáveis pela degradação dos corpos hídricos (CARPENTER et al., 2011; DE CASTRO et al., 2018). Tais perturbações levam à perda de qualidade e integridade dos ecossistemas, incluindo as áreas protegidas, em todo o mundo, além de interferir na sustentabilidade de suas comunidades (LI et al., 2018; MAHMOUD & GAN, 2018; FERNANDES et al., 2019).

Diante desse cenário e com o intuito de avaliar a degradação dos ambientes aquáticos, diversos indicadores ecológicos estão sendo amplamente utilizados como alerta de distúrbios naturais ou de origem antrópica (NIEMI; MCDONALD, 2004; RUARO & GUBIANI, 2013; PILIÈRE et al., 2014 ; JOHNSON & RINGLER, 2014 ; HERMAN & NEJADHASHEMI, 2015; RUARO et al., 2019), ou ainda para avaliar a integridade biológica de um ecossistema (GARAY, 2001).

Os indicadores ecológicos podem ser agrupados dentro de atributos ecológicos que registram as condições bióticas, as características físicas e químicas, os processos ecológicos e os distúrbios eventualmente ocorridos em um corpo hídrico (HARWELL et al., 1999). Dentre os indicadores ecológicos mais utilizados, destacam-se os macroinvertebrados aquáticos, cujos representantes constituem um grupo diversificado de organismos que colonizam tanto ambientes lênticos como lóticos (MERRITT; CUMMINS, 1996). Os macroinvertebrados, essencialmente, são organismos responsáveis por diversos serviços ecológicos, destacando-se, o biorrevolvimento do sedimento, fragmentação de matéria orgânica proveniente da vegetação ripária e transferência de nutrientes a diversos elos da teia alimentar (COVICH et al., 1999; NERY & SCHMERA, 2016). Estes processos biológicos são fundamentais para a saúde do ecossistema.

A comunidade de macroinvertebrados de água doce é amplamente utilizada no biomonitoramento e na avaliação biológica, porque mostram respostas previsíveis em relação a qualidade da água (ALVAREZ-MIELES et al., 2013; AZRINA et al., 2006; GONZALO & CAMARGO, 2013), degradação hidromorfológica e ripária do habitat (DAVIES et al., 2010; RIOS & BAILEY, 2006), em termos dos parâmetros estruturais e funcionais da comunidade de macroinvertebrados (BONADA et al., 2007; LI et al., 2019).

Dentro dos macroinvertebrados aquáticos, os insetos aquáticos por serem indicadores sensíveis de mudanças ambientais a longo prazo, sobretudo na qualidade da água e do habitat, tem sido, com frequência, usado como indicadores para mudança na composição das comunidades de riachos alvos de distúrbios antropogênicos (RESH & ROSENBERG, 1993; SONG et al., 2009; ZHANG et al., 2013), além de serem os mais ricos e abundantes nas comunidades aquáticas (SAULINO et al., 2014). Vale ressaltar que, indivíduos das ordens de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera estão bem documentadas como bons indicadores biológicos em ecossistemas de riachos (RESH & ROSENBERG, 1993; MENBOHAN et al., 2013; NYAMSI TCHATCHO et al., 2014).

Ao mesmo tempo, algumas espécies aquáticas de Coleoptera e Hemiptera, demonstram maior sensibilidade ao acréscimo de sedimento e poluição orgânica (HAUER & RESH, 1996; DE MOOR et al., 2003). Por outro lado, sabe-se que a maioria das espécies de Diptera coloniza águas poluídas (DAY et al., 2002; MENBOHAN, 2013; TCHAKONTÉ et al., 2015). Diante disso, estudos que abordem comunidade de insetos aquáticos de ambientes com diferentes gradientes de interferências antrópicas, podem colaborar com a precisão das investigações acerca da qualidade da água (DAVIES et al., 2010; WANG et al., 2012; ZHANG et al., 2013).

Além dos aspectos relacionados à estrutura da entomofauna aquática bentônica, outro componente biológico chave no funcionamento do ecossistema aquático é a diversidade funcional, que tem mostrado grande importância na compreensão dos processos ecossistêmicos (MCGILL et al., 2006; PETCHEY; GASTON, 2006; VERBERK et al., 2013; GAGIC et al., 2015). Embora a riqueza e diversidade de espécies sejam as medidas mais usadas em estudos de diversidade em riachos, esses índices podem falhar em ligar atributos funcionais das espécies com mudanças no ambiente (EROS et al., 2009). Além disso, a diversidade funcional é mais sensível para detectar respostas das comunidades às mudanças ambientais do que as tradicionais medidas de diversidade (CIANCIARUSO et al., 2009; MOKANY et al., 2008). Os estudos de Cadotte et al. (2011) e Gagic et al. (2015) analisaram as medidas de diversidade funcional para trazer à tona os padrões ecológicos emergentes e fornecer pistas sobre o gerenciamento e a tomada de decisões dos ecossistemas. Suas revisões da literatura indicaram que a diversidade funcional é um dos melhores preditores da função do ecossistema.

Dessa forma, traços funcionais e diversidade funcional têm sido amplamente investigados na exploração e previsão das interações entre a função do ecossistema e as atividades antropogênicas (CARREÑO-ROCA BADO et al., 2012; BROWN et al., 2018;

BENÍTEZ et al., 2018). Aliás, a abordagem integrada dos atributos funcionais, dos invertebrados aquáticos, associada às variáveis ambientais pode nos dar informações seguras acerca da qualidade dos recursos hídricos.

Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivo analisar temporal e espacialmente a estrutura e a dinâmica funcional da comunidade de insetos aquáticos bentônicos, em riachos de cabeceira, distribuídos em áreas urbanas, rurais e minimamente impactadas, em duas bacias hidrográficas ao longo do estado do Paraná. Tem-se como premissas que existe diferença estrutural e na diversidade funcional da entomofauna, entre os riachos e períodos amostrais e, que a mesma é influenciada pelas características do substrato, matéria orgânica e uso do solo sendo capaz de responder aos agentes estressores decorrentes de alterações no entorno dos riachos.

Assim, temos como hipótese que i) a estrutura da comunidade de insetos aquáticos será diferente entre as categorias de riachos, cuja abundância e riqueza de táxons generalistas será maior nos riachos com algum grau de alteração; ii) espera-se encontrar uma diversidade funcional superior nas áreas minimamente impactadas, em contrapartida às áreas rurais e urbanas cuja diversidade funcional será inferior.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

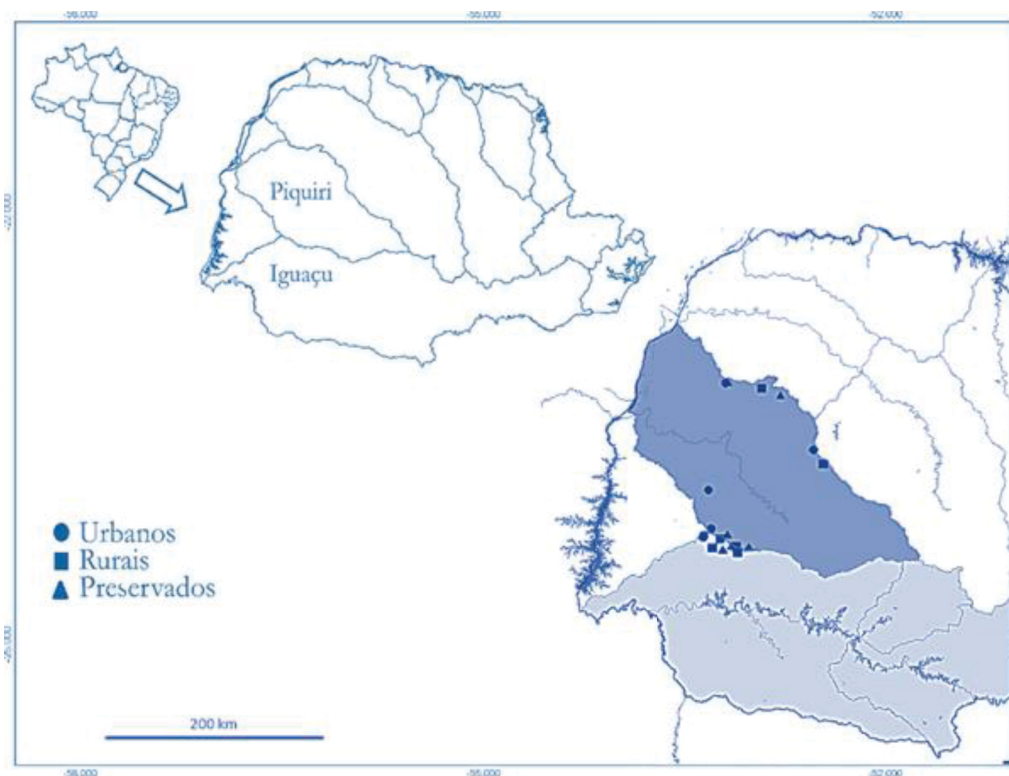
As amostragens foram realizadas em 18 riachos de cabeceira, em dois períodos hidrológicos: seco (julho/17) e chuvoso (dezembro/17) (INMET, 2017), nas bacias hidrográficas dos rios Piquiri e Iguaçu, as quais abrangem grande parte do território paranaense, os riachos distribuídos em áreas urbanas, rurais e minimamente impactadas e, em solo do tipo arenito (porções baixas das bacias do Piquiri) e latossolo, presente nas duas bacias (Figura 1, APÊNDICE A).

A bacia hidrográfica do rio Piquiri tem área total de 24.171,70 Km² (PEREIRA; SCROCCARO, 2013). Os solos predominantes são latossolo, argilossolo e nitossolo vermelhos. A bacia é bem dividida entre as classes de uso misto e de agricultura intensiva, cujas culturas mais importantes são soja, trigo, cana de açúcar e mandioca, além de pastagens artificiais e campos naturais (PEREIRA; SCROCCARO, 2013).

A bacia hidrográfica do rio Iguaçu abrange uma área total de 54.820 Km² (PEREIRA; SCROCCARO, 2013). Em suas cabeceiras, Região Metropolitana de Curitiba, há uma grande concentração populacional e as atividades industriais. No interior do Estado, onde

as coletas foram realizadas (APÊNDICE A), predomina a agropecuária, com destaque para as culturas de soja e trigo, além das pastagens.

FIGURA 1- LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM NAS DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS. OS PONTOS ESTÃO CARACTERIZADOS EM URBANOS, RURAIS E PRESERVADOS, DE ACORDO COM O USO DO SOLO DO ENTORNO.



FONTE: O autor (2019)

2.2. TIPO DE SOLO E CARACTERIZAÇÃO DO USO DO SOLO

O tipo de solo foi descrito de acordo com os mapas geológicos que caracterizam o solo paranaense (PAROLIN et al., 2010). Para a caracterização do uso e ocupação do solo do entorno dos riachos estudados foi utilizado o programa QGis, um sistema de sensoriamento remoto que permite identificar, com ajuda de imagens extraídas do Bing (ferramenta de busca da Microsoft), os diferentes tipos de uso do solo de uma área determinada. Foram calculadas as porcentagens dos diferentes usos em cada categoria de riacho, como segue: Urbanizados: % de área asfaltada, % de área residencial e % de área industrial; Rurais: % de pastagem, % de plantio e % de construções, na propriedade; e Minimamente impactados: % de mata ciliar e % de remanescentes de floresta. Esse processo foi repetido para cada riacho que foi classificado de acordo com a porcentagem

de cada categoria de uso do solo em: minimamente impactado (mais que 50% de cobertura vegetal), rural (mais de 50% de uso agrícola e pecuário) e urbano (acima de 50% de urbanização).

2.3. GRANULOMETRIA DO SUBSTRATO

Foram coletadas amostras de sedimento, armazenadas em sacos plásticos e levadas para análise em laboratório. As amostras de sedimento, para granulometria, foram secas em estufa 80°C e a textura granulométrica, determinada de acordo com a escala de Wentworth (1922), descrita em Suguio (1973).

2.4. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA

Foram medidas as seguintes variáveis da água: temperatura (°C), concentração de oxigênio dissolvido (mg/L e % saturação), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S s}^{-1}$) e Turbidez (NTU), mensuradas através de uma sonda multiparâmetro (Horiba). Para determinação da concentração total de nitrogênio, concentração total de fósforo, PO_4 (ug/L), NH_4 (ug/L) e NO_3 (ug/L) amostras de água foram coletadas com frascos âmbar e analisadas em laboratório, seguindo os parâmetros descritos por APHA (2000).

2.5. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS: INSETOS AQUÁTICOS BENTÔNICOS

As coletas foram realizadas com coletor tipo Surber (0,04 m²). Em cada ponto foram amostradas trélicas de substratos abrangendo a maior quantidade de microhabitats, para análise biológica. Após a coleta, o sedimento para análise biológica foi lavado com água corrente em um conjunto de peneiras, com diferentes aberturas de malhas (1,0 e 0,2 mm). O material retido na última malha foi acondicionado em potes de polietileno, com álcool 70%, para posterior triagem sob microscópio estereoscópico. Apenas os insetos aquáticos foram selecionados para as análises, pois são os componentes mais abundantes e com maior informação literária quanto a diversidade funcional.

2.6. CATEGORIZAÇÃO FUNCIONAL

Para a categorização funcional foram utilizadas 23 categorias (Tabela 1), divididas em 06 atributos, adaptados de Merrit *et al.* (2008), Vieira *et al.* (2006), Poff *et al.* (2006), Barbour *et al.* (1999) e Colzani *et al.* (2013). Estas características foram previamente

provadas serem características-chave que respondem sensivelmente às perturbações antropogênicas ou gradientes ambientais naturais (CHARVET et al., 1998; DING et al., 2017; DOLÉDEC et al., 2011; DOLÉDEC E STATZNER, 2008; STATZNER et al., 2004) e, assim, são adequadas para os propósitos deste estudo.

Posteriormente, foi construída uma matriz de abundância de local \times traço para representar a estrutura funcional da comunidade. Essa matriz é obtida multiplicando-se uma matriz de táxons \times traços (por exemplo, 1 se uma família exibe uma característica, 0 se não apresenta a característica) por uma matriz de abundância de táxons \times local. Essas matrizes tem sido amplamente usadas, em estudos anteriores para representar a composição funcional da comunidade (POFF et al., 2010; STRECKER et al., 2011; TOLONEN et al., 2017).

TABELA 1 - ATRIBUTOS FUNCIONAIS ANALISADOS, ADAPTADOS DE Merrit et al. (2008), Vieira et al. (2006), Poff et al. (2006).

Traços	Categorias	Códigos
<i>Traços morfológicos</i>		
<i>Respiração</i>	Tegumentar	Resp1
	Branquial	Resp2
	Aérea (espiráculos, traquéias, plástrons)	Resp3
<i>Exoesqueleto</i>	Corpo mole	Exo1
	Levemente esclerotizado	Exo2
	Bem protegido	Exo3
<i>Tamanho do corpo</i>	Pequeno (> 9 mm)	Size1
	Médio (9 – 36 mm)	Size2
	Grande (< 36 mm)	Size3
<i>Forma do corpo</i>	Hidrodinâmico (plano, fusiforme)	Shap1
	Não hidrodinâmico (cilíndrico, redondo)	Shap2
<i>Traços ecológicos</i>		
<i>Hábito de vida</i>	Escavadores	Hab1
	Escaladores	Hab2
	Agarradores	Hab3
	Patinadores	Hab4
	Espalhadores	Hab5
	Nadadores	Hab6
<i>Grupo trófico</i>	Coletor – filtrador	Trop1
	Coletor – catador	Trop2
	Onívoro	Trop3
	Predador	Trop4
	Raspador	Trop5

FONTE: Adaptada de MERRIT et al. (2008), VIEIRA et al. (2006), POFF et al. (2006).

2.7. ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL

O uso de diferentes índices de diversidade funcional (FD) possibilita uma diferenciação mais eficiente entre os diversos processos estruturadores das comunidades, quando confrontado a uma única medida de FD (MOUCHET et al., 2010). Foram utilizados três índices de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e dispersão funcional (FDis), que abrangem a distribuição dos táxons e de suas respectivas abundâncias no espaço funcional. A riqueza funcional (FRic) corresponde ao tamanho do espaço funcional ocupado pelos táxons de uma comunidade (CORNWELL et al., 2006; VILLÉGER et al., 2008). A equitabilidade funcional (FEve) é o arranjo dos táxons no espaço funcional e reflete a regularidade com que as espécies estão distribuídas nesse espaço, ponderada por suas abundâncias (VILLÉGER et al., 2008). E, finalmente, a dispersão funcional (FDis) que define a distância de cada espécie para o centróide dos traços de toda a comunidade, ponderada pela abundância de cada espécie (LALIBERTÉ E LEGENDRE, 2010). Cada um dos índices escolhidos descreve um aspecto independente da diversidade funcional, indicando que uma quantificação completa da FD exige a análise simultânea dos três componentes.

2.8. ANÁLISE DOS DADOS

Com a finalidade de avaliar alterações na comunidade de insetos aquáticos nos riachos urbanos, rurais e minimamente impactados, a diversidade de táxons de Shannon-Wiener e os três índices de diversidade funcional foram computados para cada ponto de amostragem dos riachos. Todos os cálculos foram realizados no software livre R, versão 3.5.3 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), sendo que a diversidade de Shannon-Wiener foi calculada com o pacote BiodiversityR (KINDT E COE, 2005) e os índices de diversidade funcional com o pacote FD (LALIBERTÉ E LEGENDRE, 2010).

Para testar as possíveis diferenças significativas na diversidade de Shannon-Wiener (H'), riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e dispersão funcional (FDis), entre os riachos urbanos, rurais e minimamente impactados, foram realizadas análises de variância (ANOVA), seguida pelo teste de Tukey ($p < 0.05$), usando as funções

aov e TukeyHSD. A Análise de Redundância (RDA) foi empregada com o intuito de avaliar a resposta dos traços funcionais frente às mudanças nas variáveis ambientais (LEGENDRE E LEGENDRE, 1998). A partir das matrizes de abundância de táxons (locais x táxons) e traços funcionais (táxons x traços), uma nova matriz de traços (locais x traços) foi construída para representar a composição funcional, bem como para avaliar as mudanças na composição dos traços ao nível de comunidade. Essa nova matriz sofreu transformação de *Hellinger*. Em seguida, a RDA foi realizada utilizando a matriz (locais x traços) e a matriz com os valores das variáveis ambientais dos riachos, devidamente transformada “*standardize*”. A significância fornecida pela análise e os eixos da RDA foram testados por meio de testes de permutação e ANOVA, respectivamente. Esta análise foi realizada utilizando o programa R, versão 3.5.3 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019) através do pacote *Vegan* (OKSANEN et al., 2010). Foi realizada correlação de Spearman entre as variáveis ambientais, bem como entre os traços funcionais, utilizando o software livre R, versão 3.5.3 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019).

3. RESULTADOS

3.1. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E GRANULOMETRIA DO SUBSTRATO

Quanto às condições limnológicas, as águas dos riachos apresentaram pH neutro-alcalino na maioria dos pontos amostrados, elevada oxigenação e baixa condutividade elétrica, especialmente no período chuvoso (mínimo $0.01 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^3$ e máximo de $0.04\mu\text{S}\cdot\text{cm}^3$) (APÊNDICE B). A análise dos nutrientes mostrou maiores concentrações de fósforo total em riachos urbanos (máx. = $339,15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) da bacia do Piquiri, na estação seca. Em relação a série nitrogenada, foi possível registrar elevados valores de nitrogênio total (seca: $2.737,91 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $5414,69 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; chuva: $2.364,60 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $3.636,95 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), nitrogênio amoniacal (seca: $242,88 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $1.595 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; chuva: $151,49 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $340,05 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) e nitrato (seca: $1.490 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $3.223,62 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; chuva: $2.534,86 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $3.496,84 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), em Quati (bacia Iguaçu) e Pinhalzinho (bacia Piquiri) respectivamente, ambos riachos de categoria urbana.

No apêndice B observa-se a variação da textura granulométrica e das variáveis limnológicas abióticas nos riachos urbanos, rurais e minimamente impactados das bacias hidrográficas do Iguaçu e Piquiri, amostrados em julho/17 e dezembro de 2017. Foram constatadas, diferenças significativas para oxigênio dissolvido ($p < 0,05$; $t = 4,41$),

profundidade ($p < 0,05$; $F = 3,94$), areia muito fina ($p < 0,05$; $F = 7,28$) e nitrogênio total ($p < 0,005$; $F = 7,22$).

Através da correlação de Spearman foi observado que a temperatura apresentou significativa correlação positiva com oxigênio dissolvido (%), nitrogênio total e nitrato e uma forte correlação negativa com pH. Por outro lado, pH demonstrou significativa correlação negativa com oxigênio dissolvido (%), fósforo total, nitrogênio total, amônia e nitrato. Já a profundidade esteve correlacionada positivamente, de forma significativa, com as variáveis condutividade e ortofosfato. Para fósforo total houve correlação positiva com amônia, ortofosfato e nitrato (APÊNDICE C).

No que diz respeito a granulometria do substrato, maiores concentrações de areia grossa (AG) e areia média (AM) foram encontradas para as três categorias de riachos (APÊNDICE C). Areia muito fina (AMF) e argila (Arg) apresentaram significativa correlação positiva com pH e negativa com temperatura, nitrogênio total e amônia. Já grânulos (Gran), areia muito grossa (AMG) e areia grossa (AG) sofreram significativa influência negativa da profundidade e ortofosfato. Por outro lado, areia média (AM) e areia fina (AF) foram positivamente correlacionadas com profundidade e ortofosfato, respectivamente.

3.2. ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS

Um total de 13.019 indivíduos foram identificados e distribuídos em oito ordens e 45 famílias. As ordens com maior riqueza de táxons foram Trichoptera (11), Diptera (9), Coleoptera (7) e Odonata (7). Uma maior abundância foi registrada no período seco, com 8.890 indivíduos, distribuídos em 42 famílias, com 11 famílias exclusivas deste período (Polymitarciidae, Helicopsychidae, Hydrobiosidae, Odontoceridae, Philopotamidae, Sericostomatidae, Ecnomidae, Psephenidae, Ptilodactylidae, Aeshnidae e Megapodagrionidae). Nos riachos minimamente impactados, uma maior riqueza de famílias foi registrada ($n = 27$), sendo 50,3% (bacia do Piquiri), correspondentes apenas à EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). Os riachos urbanos da bacia do Iguaçu, por sua vez, foram os de menor riqueza taxonômica, com apenas 4 famílias registradas (Libellulidae, Ceratopogonidae, Chironomidae e Isotomidae), sendo cerca de 50% constituído por Diptera (APÊNDICE D). Na chuva, houve um declínio expressivo da abundância total, 4.129 insetos aquáticos e aumento de Diptera nos riachos urbanos da bacia do Piquiri. No entanto, 3 famílias foram exclusivas deste período (Dryopdidae,

Calopterygidae e Mesoveliidae). Além disso, observou-se redução do percentual de Diptera em riachos rurais, que passaram a coexistir com Odonata, Coleoptera e EPT.

3.3. ESTRUTURA FUNCIONAL DA ENTOMOFAUNA AQUÁTICA

Em termos de características morfológicas, na estação chuvosa, quanto ao traço Respiração, houve aumento da abundância relativa de organismos que possuem respiração branquial (Resp2), principalmente nos riachos rurais e minimamente impactados. Vale ressaltar a ocorrência de respiração aérea (Resp3), em especial em riachos urbanos da bacia do Piquiri, na estação chuvosa. Quanto ao Exoesqueleto, predomínio de corpo mole (Exo1) e maior ocorrência de levemente esclerotizado (Exo2) e bem protegidos (Exo3), em riachos da bacia do Piquiri.

Para a Forma do corpo maior abundância relativa de insetos hidrodinâmicos (Shap1), bem como ocorrência de organismos não hidrodinâmicos (Shap2), em riachos rurais e minimamente impactados das bacias do Iguaçu e Piquiri, nas duas estações de coleta. Para o Tamanho do corpo os insetos aquáticos de tamanho pequeno (Size1) foram mais expressivos, em riachos rurais e minimamente impactados, exceção feita a alguns riachos urbanos da bacia do Piquiri, no verão. Já para organismos de tamanho grande (Size3), destacaram-se em riachos urbanos de ambas as bacias (Figura 2).

Para as características ecológicas, quanto ao Hábito trófico, a comunidade dos riachos foi caracterizada por maior abundância relativa de coletores-catadores (Trop2), em especial na seca, com maiores concentrações registradas em riachos urbanos de ambas as bacias hidrográficas. No entanto, na estação chuvosa, houve uma inversão na abundância relativa de coletores-catadores (Trop2), com maiores percentuais registrados em riachos minimamente impactados (Figura 2). Ressalta-se ainda, uma maior ocorrência de fragmentadores (Trop6) em riachos de categoria rural (Rur) e minimamente impactados (Mim), principalmente na bacia do Piquiri, nas duas estações de coleta.

Quanto ao Hábito de vida, uma maior abundância relativa de escavadores (Hab1) foi encontrada no período seco, em riachos urbanos das bacias do Iguaçu e Piquiri. Na chuva, houve uma redução na abundância relativa de escavadores (Hab1), em riachos urbanos, que passaram a coexistir com agarradores (Hab3), espalhadores (Hab5) e, em uma menor parcela, com nadadores (Hab6). Nos riachos rurais, da bacia do Iguaçu houve um pequeno acréscimo na abundância relativa de escavadores (Hab1) e aumento de agarradores (Hab3), patinadores (Hab4), escaladores (Hab5) e nadadores (Hab6). Por

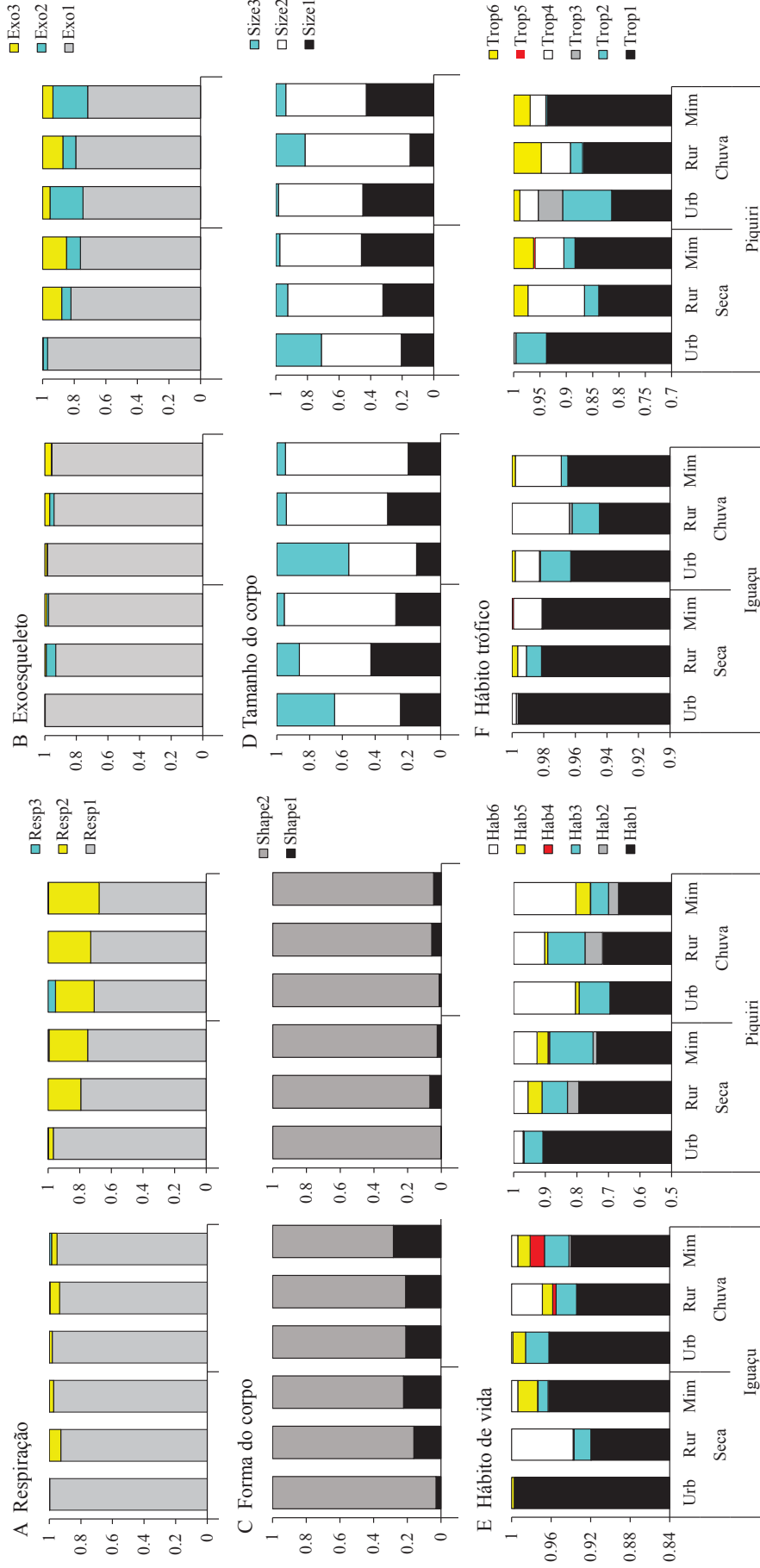
outro lado, na bacia do Piquiri, os riachos rurais tinham reduzido a abundância relativa de escavadores (Hab1) maior participação de agarradores (Hab3) e nadadores (Hab6). Nos riachos minimamente impactados, houve redução no percentual de escavadores (Hab1) e acréscimo dos demais Hábitos de vida, em ambas as bacias (Figura 2).

Através da correlação de Spearman foi possível observar uma significativa relação positiva entre respiração tegumentar (Resp1), com organismos de corpo mole (Exo1), não hidrodinâmico (Shap2) e hábito escavador (Hab1) e, correlação negativa, com corpo hidrodinâmico. A respiração branquial (Resp2) esteve correlacionada positivamente com corpo levemente esclerotizado (Exo2) e hidrodinâmico (Shap1), enquanto a respiração aérea (Resp3) foi correlacionada positivamente com corpo bem protegido (Exo3). Para os organismos de corpo mole (Exo1) a correlação foi negativa com corpo esclerotizado (Exo2), grande (Size3) e predador (Trop4) e positiva com coletores-filtradores (Trop1). O exoesqueleto levemente esclerotizado (Exo2) exibiu correlação positiva com tamanho do corpo grande (Size3), coletores-catadores (Trop2) e correlação negativa com corpo bem protegido (Exo3) e fragmentadores (Trop6) (APÊNDICE C).

Exoesqueleto bem protegido (Exo3) esteve correlacionado positivamente com patinadores (Hab4) e predadores (Trop4) e, correlacionado de forma negativa, com coletores-filtradores (Trop1) e coletores-catadores (Trop2). Tamanho pequeno (Size1) exibiu correlação positiva com coletores-catadores (Trop2) e negativa para predadores (Trop4), enquanto tamanho médio (Size2) esteve positivamente relacionado com espalhadores (Hab5) de coletores-catadores (Trop2). O tamanho grande (Size3) teve correlação positiva com formas hidrodinâmicas (Shap1) e predadores (Trop4) e, negativa, com não hidrodinâmico (Shap2) e coletores-filtradores (Trop1).

O grupo trófico coletores-filtradores (Trop1) esteve correlacionado positivamente com corpo não hidrodinâmico (Shap2), agarradores (Hab3) e predadores (Trop4) e negativamente correlacionado com corpo hidrodinâmico (Shap1). Para o Hábito de vida os patinadores apresentaram correlação positiva com predadores (Trop4), enquanto os nadadores (Hab6) foram correlacionados positivamente com onívoros (Trop3). Já os coletores-filtradores (Trop1) foram correlacionados negativamente com predadores (Trop4) e os predadores (Trop4) correlacionados negativamente com fragmentadores (Trop6) (APÊNDICE C).

FIGURA 2 - PERCENTUAL DOS TRAÇOS FUNCIONAIS: (A) RESPIRAÇÃO, (B) EXOSQUELETO, (C) FORMA DO CORPO, (D) TAMANHO DO CORPO, (E) HÁBITO DE VIDA E (F) HÁBITO TRÓFICO, PARA DIFERENTES USOS DO SOLO EM CADA BACIA HIDROGRÁFICA NAS DUAS ESTAÇÕES.

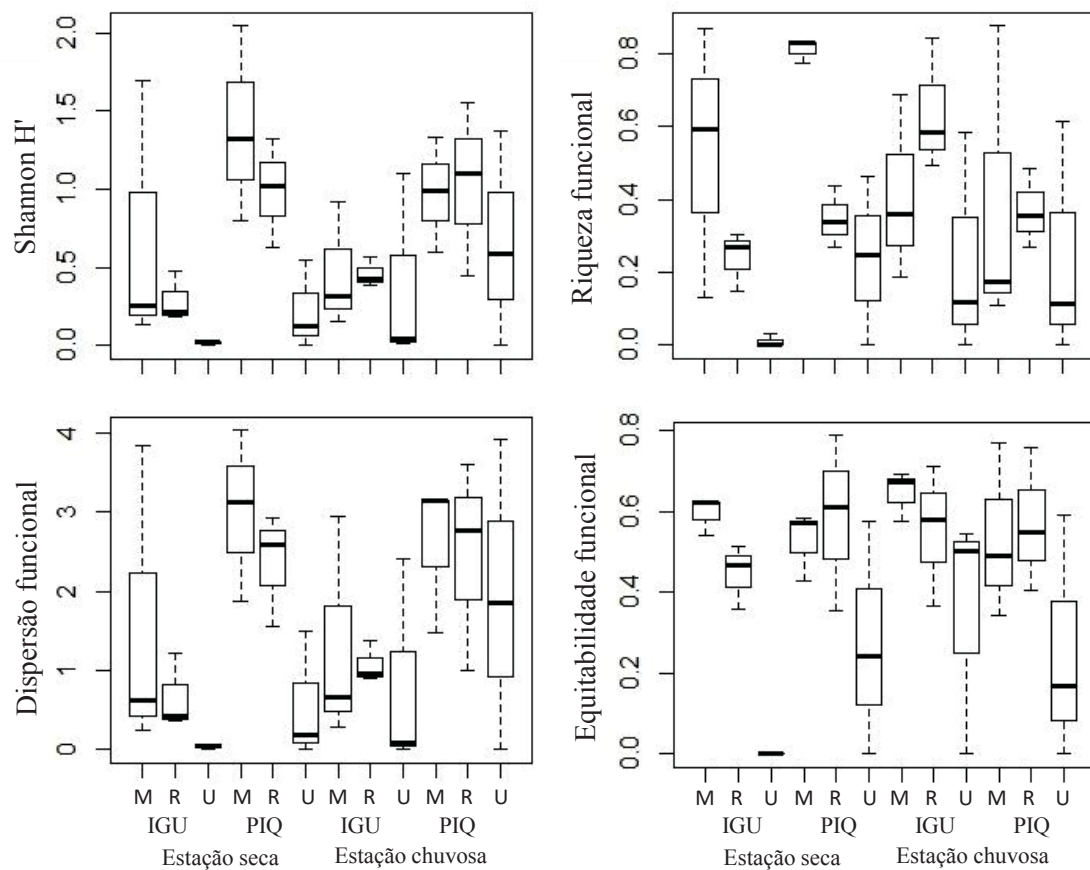


FONTE: O autor (2019)

3.4. DIVERSIDADE DE SHANNON, RIQUEZA, DISPERSÃO E EQUITABILIDADE FUNCIONAL

Foram observadas diferenças significativas na diversidade de táxons e diversidade funcional entre os riachos urbanos, rurais e minimamente impactados. Os resultados evidenciaram maior valor médio de diversidade de Shannon-Wiener, riqueza funcional, equitabilidade funcional e dispersão funcional nos riachos rurais e minimamente impactados. Diferenças significativas entre os riachos foram observadas em todos os índices ($p < 0,05$) (Figura 3) (APÊNDICE E).

FIGURA 3 - DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER (H'), RIQUEZA FUNCIONAL ($FRic$), DISPERSÃO FUNCIONAL ($FDis$) E EQUITABILIDADE FUNCIONAL ($FEve$) NOS RIACHOS URBANOS (U), RURAIS (R) E MINIMANTE IMPACTADOS (M), DAS BACIAS IGUAÇU (IGU) E PIQUIRI (PIQ), NOS PERÍODOS DE JULHO DE 2017 (SECO) E DEZEMBRO DE 2017 (CHUVOSO).

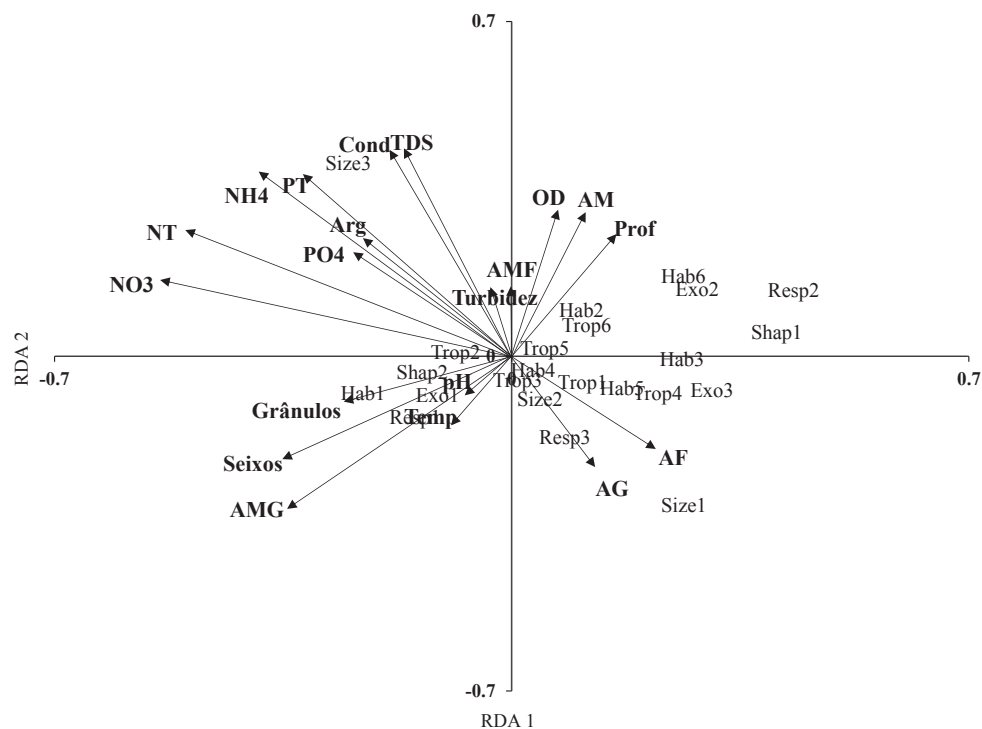
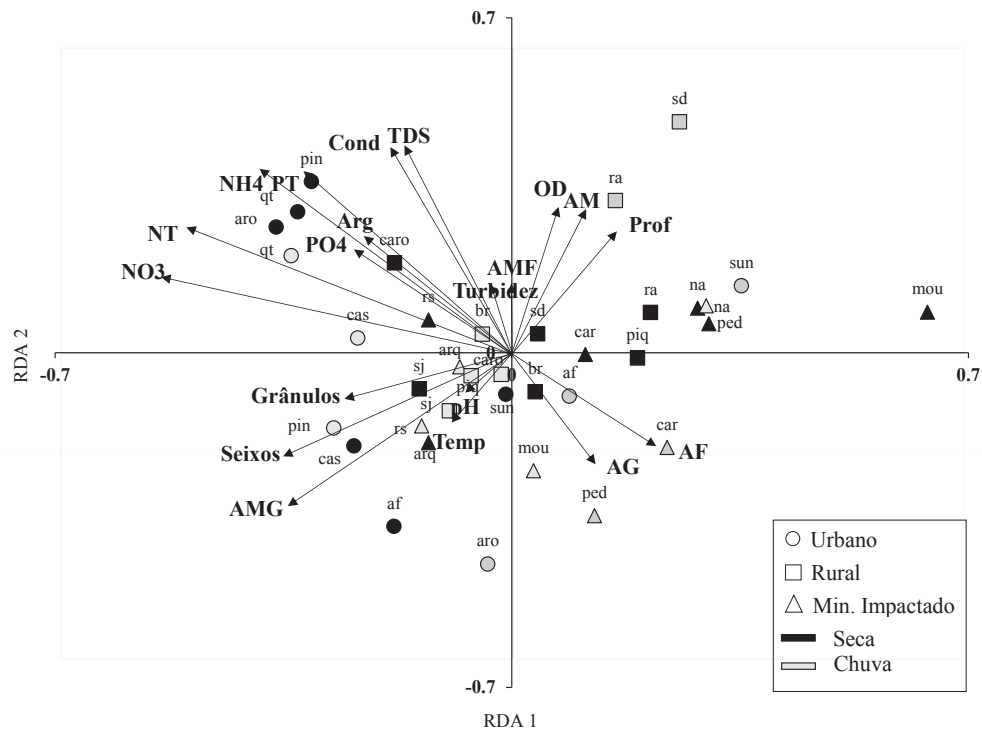


FONTE: O autor (2019)

3.5. RELAÇÃO ENTRE COMPOSIÇÃO FUNCIONAL E FATORES AMBIENTAIS

Os resultados da Análise de Redundância (RDA) explicaram 74,02% da distribuição dos traços funcionais no gradiente ambiental, sendo o eixo 1 significativo ($p < 0,05$). Além disso, a porcentagem de explicação fornecida pela análise também foi significativa ($p < 0,05$). No eixo 1, observa-se uma diferenciação entre os riachos urbanos e minimamente impactados, sendo que nitrogênio total, amônia, nitrato, fósforo total, condutividade elétrica, grânulos, seixos e areia muito grossa foram as variáveis ambientais que mais influenciaram a comunidade nos riachos urbanos. Areia grossa, areia fina, areia média, profundidade e oxigênio dissolvido foram as variáveis que melhor predisseram as características das comunidades, nos riachos minimamente impactados. Este gradiente espacial corresponde a táxons com grupo trófico coletor-catador (Trop2), hábito escavador (Hab1), táxons de tamanho grande (Size3), corpo mole (Exo1), não hidrodinâmico (Shape2), respiração aérea (Resp3) e respiração tegumentar (Resp1), nos riachos urbanos. Ao passo que, fragmentador (Trop6), coletor-filtrador (Trop1), predador (Trop4), hábito nadador (Hab6), escalador (Hab2), agarrador (Hab3), espalhador (Hab5), corpo levemente esclerotizado (Exo2), bem protegido (Exo3), táxons de tamanho pequeno (Size1) e hidrodinâmico (Shap1) foram as categorias mais relacionadas com as condições ambientais nos riachos minimamente impactados (Figura 5). Nos riachos rurais, da estação chuvosa sofreram pequena influência do pH, temperatura (TEMP), turbidez e do percentual de areia muito fina (AMF), com exceção feita aos riachos Rio da Areia (ra) e São Domingos (sd), que estiveram fortemente influenciados pelas variáveis oxigênio dissolvido (OD), profundidade (Prof) e percentual de areia média (AM). Já na seca, o riacho Carolina (caro), esteve intimamente relacionado aos teores de nutrientes e percentual de argila (Arg) no sedimento, enquanto São Domingos (sd), Rio da Areia (ra) e São José (sj) permaneceram sobre a influência das mesmas variáveis da estação chuvosa. Por outro lado, Bom Retiro (br) e Piquirizinho (piq) relacionaram-se positivamente com areia grossa (AG) e areia fina (AF) na estação seca, e negativamente na estação chuvosa.

FIGURA 4 - DIAGRAMA DE ORDENAÇÃO PARA OS DOIS PRIMEIROS EIXOS DA ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA (RDA), DE ACORDO COM AS VARIÁVEIS ABIÓTICAS (OS CÓDIGOS DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SE ENCONTRAM NA TABELA 3) E CATEGORIAS DOS TRAÇOS FUNCIONAIS DA COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS NOS RIACHOS URBANOS, RURAIS E MINIMAMENTE IMPACTADOS (OS CÓDIGOS DOS RIACHOS, DAS CATEGORIAS DOS TRAÇOS FUNCIONAIS E VARIÁVEIS AMBIENTAIS ENCONTRAM-SE NAS TABELAS 1, 2 E 3, RESPECTIVAMENTE).



FONTE: O autor (2019)

4. DISCUSSÃO

Pesquisas anteriores em riachos impactados apontam as pressões antrópicas, em especial, decorrentes da agricultura e modificações da cobertura do solo, como os principais fatores que afetam os atributos estruturais e funcionais das comunidades de riachos (CHARVET et al., 1998; CULP et al., 2011; DOLÉDEC et al., 1999, 2006; DE CASTRO et al., 2018).

Nossos estudos apontaram que as estruturas taxonômicas e também as funcionais puderam discriminar diferentes grupos locais relacionados a distúrbios antropogênicos, corroborando, portanto, com os achados em estudos antecessores.

De acordo com as práticas de bioavaliação, as métricas taxonômicas, bem como as métricas funcionais das assembleias de insetos aquáticos sofreram alteração ao longo de gradientes de perturbação (HEATHERLY et al., 2007; MCCABE E GOTELLI, 2000; ARCHAIMBAULT et al., 2010; DING et al., 2017). Especificamente, redução expressiva na abundância de alguns táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e aumento da participação de táxons de Diptera, em especial Chironomidae, em ambientes com elevada intensidade de distúrbio antrópico foram relatadas em outros estudos de bioavaliação de ambientes dulcícolas (COOPER et al., 2013; DOLÉDEC et al. al., 2006; JUN et al., 2011; ROSA et al., 2014), semelhante aos nossos resultados.

As associações entre as categorias de uso do solo e as características funcionais variam de maneira expressiva ao longo do tipo de gradiente avaliado (LALIBERTÉ et al. 2010; DE CASTRO et al., 2018). A estrutura e funcionamento das comunidades aquáticas são influenciados pela intensificação do uso da terra. A urbanização tem efeito negativo significativo sobre a diversidade de insetos aquáticos de água doce. Em ambientes alterados por múltiplas pressões humanas, os riachos são expostos à perda da floresta ripária, erosão das margens e assoreamento do leito o que gera perdas taxonômicas e funcionais nas assembleias, reduzindo o número de espécies especializadas, e aumento de espécies generalistas oportunistas, levando à homogeneização biótica (VALLET et al., 2010; CRUZ et al., 2013; LEITÃO et al., 2016).

Nos riachos urbanos houve um predomínio de táxons tolerantes, especialmente da família Chironomidae, em detrimento das espécies sensíveis, sobretudo táxons de EPT, que ocorreram principalmente em riachos rurais e minimamente impactados. Alguns trabalhos também têm relatado os efeitos do grau de urbanização sobre a composição de espécies, com o aumento da dominância de espécies generalistas e oportunistas nas áreas

mais urbanizadas (MAGURA et al., 2008; JONES E LEATHER, 2013). Assim, pôde-se constatar uma substituição de táxons entre os tipos de riachos, fato este que contribui para a explicação dos padrões de diversidade funcional encontrados (Figura 2).

Os valores médios da diversidade de táxons e dos três índices de diversidade funcional foram maiores nos riachos minimamente impactados e rurais, confirmando que os processos de urbanização têm efeitos negativos sobre o funcionamento do ecossistema. Foi possível estabelecer uma relação positiva entre diversidade taxonômica e diversidade funcional, já que tanto os valores médios da diversidade de Shannon-Wiener, quanto dos índices de diversidade funcional foram maiores nos riachos minimamente impactados e rurais. Neste sentido, é possível afirmar que um aumento na diversidade de táxons nos riachos minimamente impactados e rurais foi acompanhado por um aumento na diversidade funcional dos insetos aquáticos.

Segundo Villéger et al. (2008), uma relação positiva entre diversidade de táxons e diversidade funcional faz parte das propriedades dos índices de FD, que postulam que quanto maior o número e a diversidade de espécies, maior tende a ser o espaço funcional ocupado por determinada comunidade e, conseqüentemente, maior será a uniformidade com que as espécies se distribuem neste espaço e a distância funcional entre elas. Ainda que alguns estudos tenham retratado essa relação positiva (GATZ, 1979; HOAGSTROM E BERRY, 2008; PEASE et al., 2012), há outros que apontam uma relação inversa (MONTAÑA E WINEMILLER, 2010).

A heterogeneidade de habitats é um acurado preditor da diversidade em riachos, pois permite a coexistência de um maior número de espécies, fornecendo distintos microhabitats ou refúgios (MYKRÄ et al., 2007; SCHNECK et al., 2011), que atuam na alta persistência de macroinvertebrados em pequenas manchas do riacho (BROWN, 2007) e propiciam maior diversidade taxonômica e funcional (FERREIRA & CASATTI, 2006). Nos riachos rurais, a maior manutenção do dossel permitiu a coexistência de um maior número de táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera que se destacaram pelo pequeno tamanho das larvas, pelo hábito escalador, nadador, agarrador e hábito trófico coletor-catador, fragmentador e coletor-filtrador. A conservação da mata ripária permitiu a ocorrência de um maior número de táxons que se refugiam no folhicho ou constroem abrigos de fragmentos vegetais.

Por outro lado, nos riachos urbanos as variáveis limnológicas, sobretudo nitrogênio total, amônia, nitrato, fósforo total e condutividade elétrica foram mais importantes para predizer as características das comunidades. Esse fato também

corroborar o esperado para esses riachos, pois os processos de urbanização e os impactos, com maior frequência, podem alterar de forma mais drástica as variáveis abióticas e ocasionar uma simplificação dos habitats, modificando a composição de espécies e favorecendo o predomínio de táxons tolerantes. Nesses locais, a maior área de superfície impermeável pode ter uma significativa contribuição na alteração dessas variáveis, uma vez que as áreas pavimentadas podem reter resíduos sólidos e energia solar (THEOBALD et al., 2009; FOGAÇA et al., 2013), que são transportados para os riachos após as chuvas, ocasionando um aumento nos valores de algumas variáveis abióticas, como temperatura da água, condutividade elétrica, concentração de fósforo e nitrogênio.

O resultado da RDA evidenciou esse fato, uma vez que os riachos minimamente impactados e rurais distinguiram-se dos riachos urbanos, de acordo com suas características ambientais, que por sua vez favoreceram a ocorrência ou ausência de determinadas categorias de traços funcionais, sugerindo que os diferentes usos do solo podem atuar como filtros ambientais.

Em termos de estrutura funcional, a categoria de características “Hábito” (também conhecida como relação de substrato ou mecanismos de apego) está intimamente ligada à resistência das populações (sobrevivendo *in situ*) ou resiliência (por uso de refúgio ou regeneração ou ambos) (DOLÉDEC et al., 2011; TOWNSEND & HILDREW, 1994). Em termos de “Hábito”, os escavadores (favorecidos em caso de aumento de insumos de sedimentos), foram marcadamente mais abundantes em locais urbanos, demonstrando uma resposta previsível aos gradientes de perturbação antropogênica. No entanto, os agarradores (aumento com maior distúrbio hidráulico ou velocidade de corrente) e espalhadores ocorreram com mais frequência em locais rurais e minimamente impactados. Uma possível explicação para tais divergências pode estar no déficit de variáveis hidromorfológicas disponíveis em nosso estudo. Além disso, o “hábito” é considerado mais perturbado por gradientes espaciais naturais e não é um forte indicador de impacto humano quando comparado com características biológicas (DOLÉDEC et al., 1999; DING et al., 2017).

O tipo respiratório incorpora a adaptação da fauna bêntica ao oxigênio dissolvido (OD) na coluna de água (CHAPMAN et al., 2004). Estudos anteriores assumiram que as espécies que respiram com brânquias são dominantes em altas condições de OD (CHAPMAN et al., 2004). Outros também argumentaram que espécies com respiração aérea são independentes de OD e, habitats de riachos degradados favorecem a respiração aérea (SCHEININ et al., 2001). Nossos resultados corroboram plenamente com essas

premissas gerais, pois os riachos urbanos foram mais correlacionados à respiração aérea, em comparação com os locais rurais e minimamente impactados, que foram dominados pela respiração com brânquias. Entretanto, nosso resultado contradiz à suposição de que a respiração tegumentar diminui em locais menos oxigenados (FEIO E DOLÉDEC, 2012).

Está bem documentado que coletores-catadores e os coletores-filtradores dominam os habitats sujeitos a altos níveis de distúrbios humanos, refletindo as quantidades relativamente altas de matéria orgânica (MISERENDINO & MASI, 2010). Foi observada elevada abundância de coletores-catadores em locais impactados, enquanto uma maior proporção de coletores-filtradores foi detectada em riachos rurais e minimamente impactados (Fig. 5). Este resultado pode ser parcialmente respondido porque os principais filtradores em nosso estudo são Trichoptera (por exemplo, Hydropsychidae, Polycentropodidae, Philopotamidae e Ecnomidae) que necessitam de substrato grosso estável para fixar suas redes e casas (STATZNER, 2011).

A variação da composição taxonômica de fato fornece orientação para o trabalho de biomonitoramento. No entanto, a integração da informação baseada em características na análise da comunidade pode melhorar a compreensão dos mecanismos que causam mudanças observadas nas características funcionais e estruturais das comunidades biológicas (DOLÉDEC et al., 2006; HEINO, 2011; VERBERK et al., 2013).

A hipótese deste trabalho foi corroborada, pois a diversidade taxonômica e funcional das comunidades de insetos aquáticos foi maior nos riachos minimamente impactados e rurais. Conforme observado por Flynn et al. (2009), a perda de diversidade funcional pode não ocorrer na mesma dimensão da diminuição na riqueza e diversidade de espécies, sendo a perda de diversidade funcional algumas vezes mais severa. Assim, os resultados obtidos evidenciaram a importância de incluir a diversidade funcional e, não somente, as medidas de diversidade tradicionais, na avaliação da real dimensão dos impactos das atividades antrópicas em riachos neotropicais, como verificado para os insetos aquáticos.

REFERÊNCIAS

- ALVAREZ-MIELES, Gabriela et al. Relationships between aquatic biotic communities and water quality in a tropical river–wetland system (Ecuador). **Environmental science & policy**, v. 34, p. 115-127, 2013.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: APHA. AWWA. WEF, 2000.
- ARCHAIMBAULT, Virginie et al. Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 7, p. 1430-1446, 2010.
- AZRINA, M. Z. et al. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 64, n. 3, p. 337-347, 2006.
- BARBOUR, Michael T. et al. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water, 1999.
- BENÍTEZ, Angel et al. Functional traits of epiphytic lichens in response to forest disturbance and as predictors of total richness and diversity. **Ecological Indicators**, v. 86, p. 18-26, 2018.
- BONADA, Núria; RIERADEVALL, Maria; PRAT, Narcís. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. **Hydrobiologia**, v. 589, n. 1, p. 91-106, 2007.
- BROWN, Bryan L. Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. **Hydrobiologia**, v. 586, n. 1, p. 93-106, 2007.
- BROWN, Lee E. et al. Functional diversity and community assembly of river invertebrates show globally consistent responses to decreasing glacier cover. **Nature ecology & evolution**, v. 2, n. 2, p. 325, 2018.
- CADOTTE, Marc W.; CARSCADDEN, Kelly; MIROTCHEV, Nicholas. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of applied ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, 2011.
- CARPENTER, Stephen R.; STANLEY, Emily H.; VANDER ZANDEN, M. Jake. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. **Annual review of Environment and Resources**, v. 36, p. 75-99, 2011.
- CARREÑO-ROCABADO, Geovana et al. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 6, p. 1453-1463, 2012.

- CHAPMAN, M. G.; TOLHURST, T. J. The relationship between invertebrate assemblages and bio-dependant properties of sediment in urbanized temperate mangrove forests. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 304, n. 1, p. 51-73, 2004.
- CHARVET, Stéphane; KOSMALA, Anne; STATZNER, Bernhard. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. **Archiv für Hydrobiologie**, p. 415-432, 1998.
- CIANCIARUSO, Marcus Vinicius; SILVA, Igor Aurélio; BATALHA, Marco Antônio. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.
- COLZANI, Emílio et al. Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 45, n. 3, p. 343-350, 2013.
- COOPER, Scott D. et al. The effects of land use changes on streams and rivers in mediterranean climates. **Hydrobiologia**, v. 719, n. 1, p. 383-425, 2013.
- CORNWELL, William K.; SCHWILK, Dylan W.; ACKERLY, David D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology**, v. 87, n. 6, p. 1465-1471, 2006.
- COVICH, Alan P.; PALMER, Margaret A.; CROWL, Todd A. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. **BioScience**, v. 49, n. 2, p. 119-127, 1999.
- CRUZ, Bruna Botti; TESHIMA, Fernanda Ayumi; CETRA, Mauricio. Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater streams of lower Sorocaba River basin, São Paulo, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 1, p. 171-178, 2013.
- CULP, Joseph M. et al. Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. **Integrated environmental assessment and management**, v. 7, n. 2, p. 187-197, 2011.
- DAVIES, Peter J. et al. Impact of urban development on aquatic macroinvertebrates in south eastern Australia: degradation of in-stream habitats and comparison with non-urban streams. **Aquatic Ecology**, v. 44, n. 4, p. 685-700, 2010.
- DAY, J. A.; HARRISON, A. D.; DE MOOR, I. J. Guides to the freshwater invertebrates of southern Africa. Volume 9: Diptera. WRC Report No. TT 201/02. **Water Research Commission, Pretoria, South Africa**, 2002.
- DE CASTRO, Diego M. Parreira; DOLÉDEC, Sylvain; CALLISTO, Marcos. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 573-582, 2018.
- DE MOOR, I. J.; DAY, J. A.; DE MOOR, F. C. Guides to the freshwater invertebrates of southern Africa. Volume 7: Insecta I: Ephemeroptera, Odonata and Plecoptera. WRC Report No. TT 207/03. **Water Research Commission, Pretoria, South Africa**, 2003.

- DING, Ning et al. Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 288-299, 2017.
- DOLEDEC, Sylvain; PHILLIPS, Ngaire; TOWNSEND, Colin. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 8, p. 1670-1688, 2011.
- DOLEDEC, Sylvain; STATZNER, Bernhard. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. **Freshwater biology**, v. 53, n. 3, p. 617-634, 2008.
- DOLÉDEC, Sylvain et al. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 1, p. 44-60, 2006.
- DOLÉDEC, Sylvain; STATZNER, Bernhard; BOURNARD, Michel. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. **Freshwater Biology**, v. 42, n. 4, p. 737-758, 1999.
- ERŐS, Tibor et al. Characterising functional trait diversity and trait–environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 8, p. 1788-1803, 2009.
- FEIO, Maria João; DOLÉDEC, Sylvain. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: a case study in Portugal. **Ecological Indicators**, v. 15, n. 1, p. 236-247, 2012.
- FERNANDES, A. C. P. et al. A structural equation model to predict macroinvertebrate-based ecological status in catchments influenced by anthropogenic pressures. **Science of The Total Environment**, v. 681, p. 242-257, 2019.
- FERREIRA, Cristiane de Paula; CASATTI, Lilian. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, 2006.
- FLYNN, Dan FB et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology letters**, v. 12, n. 1, p. 22-33, 2009.
- FOGAÇA, F. N. O.; GOMES, L. C.; HIGUTI, J. Percentage of impervious surface soil as indicator of urbanization impacts in Neotropical aquatic insects. **Neotropical entomology**, v. 42, n. 5, p. 483-491, 2013.
- GAGIC, Vesna et al. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1801, p. 20142620, 2015.

- GARAY, IRENE. Avaliação do status da biodiversidade ao nível do ecossistema. **Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais: avanços conceituais e novas metodologias de avaliação e monitoramento**, p. 399-411, 2001.
- GATZ JR, A. John. Community organization in fishes as indicated by morphological features. **Ecology**, v. 60, n. 4, p. 711-718, 1979.
- GONZALO, Cristina; CAMARGO, Julio A. The impact of an industrial effluent on the water quality, submersed macrophytes and benthic macroinvertebrates in a dammed river of Central Spain. **Chemosphere**, v. 93, n. 6, p. 1117-1124, 2013.
- HARWELL, Mark A. et al. A framework for an ecosystem integrity report card: examples from south Florida show how an ecosystem report card links societal values and scientific information. **BioScience**, v. 49, n. 7, p. 543-556, 1999.
- HAUER, F. Richard. Benthic macroinvertebrates. **Methods in stream ecology**, 1996.
- HEATHERLY, Thomas et al. Relationships between water quality, habitat quality, and macroinvertebrate assemblages in Illinois streams. **Journal of Environmental Quality**, v. 36, n. 6, p. 1653-1660, 2007.
- HEINO, Jani. A macroecological perspective of diversity patterns in the freshwater realm. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 9, p. 1703-1722, 2011.
- HERMAN, Matthew R.; NEJADHASHEMI, Amir Pouyan. A review of macroinvertebrate-and fish-based stream health indices. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 15, n. 2, p. 53-67, 2015.
- HOAGSTROM, Christopher W.; BERRY, Charles R. Morphological diversity among fishes in a Great Plains river drainage. **Hydrobiologia**, v. 596, n. 1, p. 367-386, 2008.
- INMET-INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa. **BDMEP**, 2017.
- JOHNSON, S. L.; RINGLER, N. H. The response of fish and macroinvertebrate assemblages to multiple stressors: A comparative analysis of aquatic communities in a perturbed watershed (Onondaga Lake, NY). **Ecological Indicators**, v. 41, p. 198-208, 2014.
- JONES, Elizabeth L.; LEATHER, Simon R. Invertebrates in urban areas: a review. **EJE**, v. 109, n. 4, p. 463-478, 2013.
- JUN, Yung-Chul et al. Effects of land use on benthic macroinvertebrate communities: Comparison of two mountain streams in Korea. In: **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**. EDP Sciences, 2011. p. S35-S49.
- KINDT, Roeland; COE, Richard. **Tree diversity analysis: a manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies**. World Agroforestry Centre, 2005.

LALIBERTÉ, Etienne; LEGENDRE, Pierre. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.

LALIBERTE, Etienne et al. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. **Ecology letters**, v. 13, n. 1, p. 76-86, 2010.

LEGENDRE, PIERRE. Model II regression user's guide, R edition. **R Vignette**, v. 14, 1998.

LEITAO, Rafael P. et al. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1828, p. 20160084, 2016.

LI, Di et al. Influence of Environmental Variables on Benthic Macroinvertebrate Communities in a Shallow Eutrophic Lowland Lake (Ge Lake, China). **Tecnología y ciencias del agua**, v. 10, n. 4, p. 88-119, 2019.

LI, Kun et al. Effects of instream restoration measures on the physical habitats and benthic macroinvertebrates in an agricultural headwater stream. **Ecological engineering**, v. 122, p. 252-262, 2018.

MAGURA, Tibor; LÖVEI, Gábor L.; TÓTHMÉRÉSZ, Béla. Time-consistent rearrangement of carabid beetle assemblages by an urbanisation gradient in Hungary. **Acta oecologica**, v. 34, n. 2, p. 233-243, 2008.

MAHMOUD, Shereif H.; GAN, Thian Y. Impact of anthropogenic climate change and human activities on environment and ecosystem services in arid regions. **Science of The Total Environment**, v. 633, p. 1329-1344, 2018.

MCCABE, Declan J.; GOTELLI, Nicholas J. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. **Oecologia**, v. 124, n. 2, p. 270-279, 2000.

MCGILL, Brian J. et al. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in ecology & evolution**, v. 21, n. 4, p. 178-185, 2006.

MENBOHAN, Foto; TCHAKONTE, S.; NJINÉ, T. Water quality assessment using benthic macroinvertebrates in a periurban stream (Cameroon). **International Journal of Biotechnology**, v. 2, n. 5, p. 91-104, 2013.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. An introduction to the aquatic insects of North America. 4th. **Kendall-Hunt, Dubuque**, 2008.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. An Introduction to the aquatic insects of North America—Kendall Hunt. **Dubuque, USA**, 1996.

MISERENDINO, M. Laura; MASI, Carolina I. The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. **Ecological indicators**, v. 10, n. 2, p. 311-319, 2010.

MOKANY, Karel; ASH, Julian; ROXBURGH, Stephen. Functional identity is more important than diversity in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 5, p. 884-893, 2008.

MONTAÑA, C. G.; WINEMILLER, K. O. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 19, n. 2, p. 216-227, 2010.

MOUCHET, Maud A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867-876, 2010.

MYKRÄ, Heikki; HEINO, Jani; MUOTKA, Timo. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 2, p. 149-159, 2007.

NERY, Thayse; SCHMERA, Dénes. The effects of top-down and bottom-up controls on macroinvertebrate assemblages in headwater streams. **Hydrobiologia**, v. 763, n. 1, p. 173-181, 2016.

NIEMI, Gerald J.; MCDONALD, Michael E. Application of ecological indicators. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 35, p. 89-111, 2004.

NYAMSI TCHATCHO, N. L. et al. Indice Multimétrique des Macroinvertébrés Benthiques Yaoundéens (IMMY) pour l'évaluation biologique de la qualité des eaux de cours d'eau de la Région du Centre Sud Forestier du Cameroun. **European Journal of Scientific Research**, v. 123, n. 4, p. 412-430, 2014.

OKSANEN, Jari et al. Vegan: community ecology package. R package version 1.17-4. <http://cran.r-project.org>. Acesso em, v. 23, p. 2010, 2010.

PEASE, Allison A. et al. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 5, p. 1060-1075, 2012.

PAROLIN, Mauro; VOLKMER-RIBEIRO, Cecília; LEANDRINI, J. A. Abordagem ambiental interdisciplinar em bacias hidrográficas no Estado do Paraná. **Campo Mourão: Felcicam**, p. 170, 2010.

PEREIRA; SCROCCARO, Mauri César Pereira; José Luiz (Org.). Bacias Hidrográficas do Paraná: Série Histórica, **Curitiba-PR**, 2013.

PETCHEY, Owen L.; GASTON, Kevin J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006.

PILIÈRE, Anne et al. Comparing responses of freshwater fish and invertebrate community integrity along multiple environmental gradients. **Ecological indicators**, v. 43, p. 215-226, 2014.

POFF, N. LeRoy; ZIMMERMAN, Julie KH. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 194-205, 2010.

POFF, N. LeRoy et al. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 4, p. 730-755, 2006.

RESH, Vincent H.; ROSENBERG, David M. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, NY, USA:: Chapman & Hall, 1993.

RIOS, Sandra L.; BAILEY, Robert C. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. **Hydrobiologia**, v. 553, n. 1, p. 153-160, 2006.

ROSA, Beatriz Jabour Figueiraujo Vescovi et al. Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 11, p. 7771-7779, 2014.

RUARO, Renata; GUBIANI, Éder André. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 105-110, 2013.

RUARO, Renata et al. Unified Multimetric Index for the Evaluation of the Biological Condition of Streams in Southern Brazil Based on Fish and Macroinvertebrate Assemblages. **Environmental management**, v. 64, n. 5, p. 661-673, 2019.

SAULINO, H. H. L.; CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Aquatic insect community structure under the influence of small dams in a stream of the Mogi-Guaçu river basin, state of São Paulo. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 79-88, 2014.

SCHNECK, Fabiana; SCHWARZBOLD, Albano; MELO, Adriano S. Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 4, p. 1049-1056, 2011.

SONG, Mi-Young et al. Impact of agricultural land use on aquatic insect assemblages in the Garonne river catchment (SW France). **Aquatic Ecology**, v. 43, n. 4, p. 999-1009, 2009.

STATZNER, Bernhard. Mineral grains in caddisfly pupal cases and streambed sediments: assessing resource use and its limitation across various river types. In: **Annales de limnologie-international journal of limnology**. EDP Sciences, 2011. p. 103-118.

STATZNER, Bernhard et al. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. **Basic and Applied Ecology**, v. 2, n. 1, p. 73-85, 2001.

STATZNER, Bernhard; DOLÉDEC, Sylvain; HUGUENY, Bernard. Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. **Ecography**, v. 27, n. 4, p. 470-488, 2004.

STRECKER, Angela L. et al. Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. **Ecological Applications**, v. 21, n. 8, p. 3002-3013, 2011.

SUGUIO, Kenitiro. **Introdução à sedimentologia**. 1973.

TCHAKONTÉ, Siméon et al. Diversity, dynamic and ecology of freshwater snails related to environmental factors in urban and suburban streams in Douala–Cameroon (Central Africa). **Aquatic ecology**, v. 48, n. 4, p. 379-395, 2014.

TEAM, R. Core. A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. 2019.

THEOBALD, David M. et al. Watersheds at risk to increased impervious surface cover in the conterminous United States. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 14, n. 4, p. 362-368, 2009.

TOLONEN, Katri E. et al. Environmental predictability of taxonomic and functional community composition in high-latitude streams. **Freshwater biology**, v. 62, n. 1, p. 1-16, 2017.

TOWNSEND, Colin R.; HILDREW, Alan G. Species traits in relation to a habitat template for river systems. **Freshwater biology**, v. 31, n. 3, p. 265-275, 1994.

VALLET, Jeanne et al. Using biological traits to assess how urbanization filters plant species of small woodlands. **Applied Vegetation Science**, v. 13, n. 4, p. 412-424, 2010.

VERBERK, Wilco CEP; VAN NOORDWIJK, C. G. E.; HILDREW, Alan G. Delivering on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. **Freshwater Science**, v. 32, n. 2, p. 531-547, 2013.

VIEIRA, Nicole KM et al. A database of lotic invertebrate traits for North America. **US Geological Survey Data Series**, v. 187, p. 1-15, 2006.

VILLÉGER, Sébastien; MASON, Norman WH; MOUILLOT, David. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, 2008.

WANG, Beixin et al. Impacts of urbanization on stream habitats and macroinvertebrate communities in the tributaries of Qiangtang River, China. **Hydrobiologia**, v. 680, n. 1, p. 39-51, 2012.

WENTWORTH, Chester K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **The journal of geology**, v. 30, n. 5, p. 377-392, 1922.

ZHANG, Yuan et al. Relationships between macroinvertebrate communities and land use types within different riparian widths in three headwater streams of Taizi River, China. **Journal of freshwater ecology**, v. 28, n. 3, p. 307-328, 2013.

APÊNDICE A

TABELA 1 - DESCRIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA CONSIDERANDO RIACHOS, BACIA HIDROGRÁFICA, CATEGORIA DO RIACHO, CIDADE E COORDENADAS (M.Imp. = MINIMAMENTE IMPACTADO).

<i>Riacho (códigos)</i>	<i>Bacia</i>	<i>Categoria</i>	<i>Município</i>	<i>Coordenadas</i>	
<i>Cascavel (cas)</i>	Iguaçu	Urbano	Cascavel	24°58'35.77"S	53°26'7.13"W
<i>Quati (qt)</i>	Iguaçu	Urbano	Cascavel	24°59'3.28"S	53°28'30.18"O
<i>Afluente Quati (af)</i>	Iguaçu	Urbano	Cascavel	25° 0'1.33"S	53°28'45.86"O
<i>São José (sj)</i>	Iguaçu	Rural	Cascavel	25° 0'43.32"S	53°19'50.53"O
<i>Bom Retiro (br)</i>	Iguaçu	Rural	Cascavel	25° 4'48.38"S	53°24'2.86"O
<i>Carolina (caro)</i>	Iguaçu	Rural	Cascavel	25° 7'1.29"S	53°10'34.81"O
<i>Arquimedes (arq)</i>	Iguaçu	M.Imp.	Cascavel	25° 9'10.25"S	53°16'41.86"O
<i>Pedregulho (ped)</i>	Iguaçu	M.Imp.	Cascavel	25° 6'7.17"S	53°18'42.25"O
<i>Rio do Salto (rs)</i>	Iguaçu	M.Imp.	Cascavel	25° 4'6.94"S	53°13'59.64"O
<i>Pinhalzinho (pin)</i>	Piquiri	Urbano	Umuarama	23°46'50.25"S	53°17'34.90"O
<i>Sununu (sun)</i>	Piquiri	Urbano	Mamborê	24°18'20.71"S	52°31'31.75"W
<i>Aroeira (aro)</i>	Piquiri	Urbano	Cascavel	24°55'47.43"S	53°24'33.90"O
<i>Rio da Areia (ra)</i>	Piquiri	Rural	Tuneiras	23°49'25.12"S	52°58'54.25"W
<i>Piquirizinho (piq)</i>	Piquiri	Rural	Cascavel	25° 4'12.71"S	53°11'22.60"O
<i>São Domingos (sd)</i>	Piquiri	Rural	Mamborê	24°24'57.03"S	52°26'22.37"W
<i>Mouro (mou)</i>	Piquiri	M.Imp.	Tuneiras	23°53'10.28"S	52°49'19.46"O
<i>Carreira (car)</i>	Piquiri	M.Imp.	Cascavel	24°58'52.07"S	53°16'15.76"O
<i>Ano Novo (na)</i>	Piquiri	M.Imp.	Campo Bonito	25° 4'39.91"S	53° 5'11.88"O

FONTE: O autor (2019)

APÊNDICE B

TABELA 2 - VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NAS DIFERENTES CATEGORIAS DE RIACHOS: URBANOS (URB), RURAIS (RUR) E MINIMAMENTE IMPACTADOS (MIM), DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS (IGUAÇU E PIQUIRI), NO PERÍODO DE JULHO DE 2017 (SECA) E DEZEMBRO DE 2017 (CHUVA). Temp (TEMPERATURA), Cond (CONDUTIVIDADE), OD (OXIGÊNIO DISSOLVIDO), NH4 (AMÔNIA), PO4 (ORTOFOSFATO), NO3 (NITRATO) Prof (PROFUNDIDADE), AMG (AREIA MUITO GROSSA), AG (AREIA GROSSA), AM (AREIA MÉDIA), AF (AREIA FINA) E AMF (AREIA MUITO FINA). * VARIÁVEIS QUE DIFERIRAM SIGNIFICATIVAMENTE ENTRE AS CATEGORIAS DE RIACHOS.

	<i>Estação seca</i>						<i>Estação chuvosa</i>					
	Iguaçu			Piquiri			Iguaçu			Piquiri		
	URB	RUR	MIM	URB	RUR	MIM	URB	RUR	MIM	URB	RUR	MIM
Temp (°C)	18.03 ± 0.93	16.48 ± 0.83	17.37 ± 1.55	19.12 ± 2.67	19.24 ± 3.51	15.87 ± 1.48	23.58 ± 2.63	21.21 ± 1.33	21.65 ± 2.51	23.07 ± 0.87	21.55 ± 1.00	22.51 ± 1.38
pH	7.03 ± 0.58	6.58 ± 1.21	7.43 ± 0.23	6.78 ± 1.07	7.63 ± 1.03	7.42 ± 0.63	6.24 ± 0.29	7.06 ± 0.40	7.25 ± 0.16	5.94 ± 0.97	6.76 ± 0.49	6.31 ± 1.60
Cond (mS.cm⁻¹)	0.06 ± 0.02	0.03 ± 0.01	0.02 ± 0.02	0.11 ± 0.10	0.04 ± 0.03	0.03 ± 0.02	0.01 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.04 ± 0.03	0.03 ± 0.03	0.02 ± 0.02
Turbidez (NTU)	7.89 ± 1.16	4.20 ± 3.3	0.00	9.70 ± 10.5	10.09 ± 11.82	3.00 ± 5.19	5.82 ± 5.80	2.29 ± 3.96	13.20 ± 13.84	5.71 ± 0.33	12.60 ± 9.12	2.79 ± 2.74
OD (mg.L⁻¹)	9.74 ± 0.29	12.39 ± 3.01	9.17 ± 0.96	11.41 ± 2.98	10.91 ± 0.50	11.73 ± 2.68	14.87 ± 8.34	12.78 ± 5.58	9.94 ± 1.46	15.19 ± 4.96	15.48 ± 9.49	13.91 ± 6.30
* OD%	106.13 ± 19	130.47 ± 32.7	97.73 ± 7.96	123.30 ± 23.6	120.37 ± 2.65	121.43 ± 2.67	178.93 ± 10.27	148.13 ± 68.8	116.27 ± 2.30	180.13 ± 59.1	179.23 ± 10.67	163.23 ± 72.22
Fósforo total (ug.L⁻¹)	12.17 ± 66.97	20.76 ± 14.71	38.09 ± 46.82	161.13 ± 207.6	6.83 ± 2.35	13.97 ± 8.90	20.69 ± 6.51	12.94 ± 7.04	13.24 ± 3.02	54.21 ± 46.14	25.25 ± 22.90	28.56 ± 15.25
* Nitrogênio total (ug.L⁻¹)	1681.80 ± 917.9	757.65 ± 316.7	656.86 ± 33.6	3075.21 ± 2033.2	970.14 ± 631.40	944.50 ± 624.40	1800.41 ± 587.10	1023.95 ± 595.99	652.68 ± 265.85	2842.44 ± 1199.8	928.55 ± 615.15	890.31 ± 248.7
NH₄ (ug.L⁻¹)	110.68 ± 19.2	34.01 ± 32.27	13.32 ± 2.04	584.82 ± 876.35	17.29 ± 6.90	19.59 ± 5.47	95.54 ± 57.60	8.26 ± 10.31	0.00	171.87 ± 151.55	12.42 ± 20.34	70.22 ± 121.62

	Seca						Chuva					
	Iguaçu			Piquiri			Iguaçu			Piquiri		
	URB	MIM	URB	MIM	URB	MIM	URB	MIM	URB	MIM	URB	MIM
<i>PO₄</i> (ug.L ⁻¹)	13.48±9.80	11.35±2.86	65.44±90.85	12.95±2.28	5.32±4.33	4.97±3.32	5.49±3.67	23.42±24.00	29.85±30.27			
<i>NO₃</i> (ug.L ⁻¹)	535.50±379.3	200.68±34.64	2362.85±1118.30	433.40±105.12	1646.96±774.7	817.50±615.58	263.95±16.96	2378.66±1456.61	542.24±205.09			
* <i>Prof</i> (m)	0.15±0.09	0.18±0.03	0.27±0.26	0.27±0.13	0.00	0.02±0.03	0.02±0.03	0.27±0.16	0.18±0.24	0.15±0.26		
<i>Seixos</i> (%)	7.78±5.24	13.30±11.8	0.63±1.09	0.00	17.90±11.01	0.65±1.13	12.98±14.26	7.69±6.93	3.14±3.83	1.31±2.26		
<i>Grânulos</i> (%)	2.60±3.00	3.34±1.23	0.00	0.00	3.95±2.00	1.32±1.14	2.55±1.03	1.28±1.11	2.55±1.00	0.65±1.13		
<i>AMG</i> (%)	10.41±11.53	11.87±5.05	0.63±1.09	0.00	11.20±3.40	5.93±5.22	8.31±2.70	3.21±2.94	4.44±2.74	1.32±1.14		
<i>AG</i> (%)	24.64±19.75	27.60±11.08	2.58±1.04	25.13±29.76	11.15±3.22	19.12±8.37	12.77±5.13	14.74±20.74	10.21±4.42	23.46±17.71		
<i>AM</i> (%)	52.01±34.52	32.21±12.07	92.35±8.15	69.97±26.22	55.80±16.71	71.65±16.07	60.49±9.10	70.51±29.81	79.66±11.40	50.59±44.15		
<i>AF</i> (%)	1.28±2.22	0.65±1.13	1.30±1.12	2.78±2.42	0.00	0.00	1.28±1.11	0.64±1.11	0.00	22.67±39.26		
* <i>AMF</i> (%)	0.64±1.11	6.21±9.11	1.26±2.18	0.67±1.15	0.00	0.00	0.97±0.98	1.92±3.33	0.00	0.00		
<i>Argila</i> (%)	0.64±1.11	4.82±6.72	1.26±2.18	1.45±2.51	0.00	1.32±1.14	0.65±1.11	0.00	0.00	0.00		

FONTE: O autor (2019)

APÊNDICE C

TABELA 3 - COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN PARA AS VARIÁVEIS ABIÓTICAS DOS PONTOS AMOSTRAIS. TEMPERATURA (Temp), CONDUTIVIDADE (Cond), TURBIDEZ (Turb), OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD), PROFUNDIDADE (Prof), SEIXOS (Seix), GRÂNULOS (Gran), AREIA MUITO GROSSA (AMG), AREIA GROSSA (AG), AREIA MÉDIA (AM), AREIA FINA (AF), AREIA MUITO FINA (AMF), ARGILA (Arg), FÓSFORO TOTAL (PT), NITROGÊNIO TOTAL (NT), AMÔNIA (NH₄), ORTOFOSFATO (PO₄) E NITRATO (NO₃). * SIGNIFICATIVO PARA P>0,05.

	Temp	pH	Cond	Turb	OD	OD%	Prof.	Seix	Gran	AMG	AG	AM	AF	AMF	Arg	PT	NT	NH ₄	PO ₄	NO ₃
Temp																				
pH	-0.52*																			
Cond	-0.19	0.11																		
Turb	0.25	-0.25	0.07																	
OD	0.09	-0.24	-0.06	0.22																
OD%	0.4*	-0.4*	-0.13	0.31	0.92															
Prof	-0.15	-0.02	0.39*	-0.12	0.14	0.08														
Seix	0.01	0.01	-0.11	-0.09	-0.13	-0.2	-0.23													
Gran	0.07	0.13	-0.2	-0.03	-0.18	-0.2	-0.33*	0.71												
AMG	0.02	0.11	-0.24	-0.14	-0.21	-0.25	-0.44*	0.76	0.9											
AG	-0.2	0.19	-0.01	-0.23	0.1	0	-0.41*	0.29	0.37*	0.5*										
AM	0.16	-0.22	0.14	0.28	0.06	0.16	0.41*	-0.56*	-0.58*	-0.71	-0.82									
AF	-0.02	0.11	-0.08	-0.05	-0.28	-0.21	0.2	-0.1	-0.19	-0.08	-0.16	-0.06								
AMF	-0.33	0.42*	0	-0.01	-0.2	-0.29	0.19	0.14	0.07	0.1	-0.29	-0.06	0.52*							
Arg	-0.47*	0.51*	-0.15	-0.09	-0.12	-0.25	0.04	0.01	0.11	0.18	0	-0.15	0.37*	0.61						
PT	0.31	-0.42*	-0.11	-0.15	0.05	0.2	0.22	0.16	-0.09	0.01	-0.18	0.11	0.22	-0.09	-0.25					
NT	0.34*	-0.47*	0.28	0.32	0.2	0.25	0.13	-0.08	-0.3	-0.28	-0.11	0.2	-0.21	-0.42*	-0.43*	0.3				
NH ₄	0.13	-0.38*	0.26	0.1	-0.08	-0.04	0.2	0.01	-0.27	-0.15	-0.24	0.11	0.2	-0.04	-0.09	0.43*	0.63			
PO ₄	-0.13	-0.15	0.1	-0.26	0.23	0.21	0.47*	-0.3	-0.52*	-0.42*	-0.07	0.14	0.34*	0	-0.12	0.53*	0.28	0.3		
NO ₃	0.41*	-0.55*	0.32	0.3	0.23	0.33	0.09	-0.12	-0.3	-0.26	-0.14	0.27	-0.13	-0.48*	-0.39*	0.39*	0.86	0.67	0.21	

FONTE: O autor (2019)

TABELA 4 - COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN PARA OS TRAÇOS FUNCIONAIS. OS CÓDIGOS DAS CATEGORIAS DOS TRAÇOS FUNCIONAIS ENCONTRAM-SE NA TABELA 2.

	<i>Resp1</i>	<i>Resp2</i>	<i>Resp3</i>	<i>Exo1</i>	<i>Exo2</i>	<i>Exo3</i>	<i>Size1</i>	<i>Size2</i>	<i>Size3</i>	<i>Shap1</i>	<i>Shap2</i>	<i>Hab1</i>	<i>Hab2</i>	<i>Hab3</i>	<i>Hab4</i>	<i>Hab5</i>	<i>Hab6</i>	<i>Trop1</i>	<i>Trop2</i>	<i>Trop3</i>	<i>Trop4</i>	<i>Trop5</i>	
<i>Resp1</i>	-0.78																						
<i>Resp2</i>	-0.16	-0.49*																					
<i>Resp3</i>	0.45*	-0.22	-0.28																				
<i>Exo1</i>	-0.23	0.3*	-0.15	-0.42*																			
<i>Exo2</i>	-0.28	-0.01	0.4*	-0.7	-0.36*																		
<i>Exo3</i>	0.02	0.05	-0.11	-0.04	0.19	-0.11																	
<i>Size1</i>	0.13	0.09	-0.33	0.03	0.09	-0.1	0.26																
<i>Size2</i>	-0.07	0.01	0.08	-0.5*	0.36*	0.23	-0.17	-0.18															
<i>Size3</i>	-0.47*	0.3*	0.18	-0.84	0.26	0.65	0.01	0.07	0.45*														
<i>Shap1</i>	0.49*	-0.23	-0.32	0.87	-0.24	-0.71	-0.06	-0.02	-0.4*	-0.96													
<i>Shap2</i>	0.43*	-0.32*	-0.1	0.19	-0.15	-0.08	0.05	0.14	0.08	-0.14	0.15												
<i>Hab1</i>	-0.21	0.27	-0.13	-0.14	-0.04	0.17	-0.12	-0.09	-0.04	0.21	-0.19	-0.13											
<i>Hab2</i>	-0.16	0.25	-0.18	0.12	-0.13	-0.02	0.14	-0.09	-0.2	-0.12	0.14	-0.18	-0.24										
<i>Hab3</i>	-0.13	-0.42*	0.86	-0.24	-0.12	0.34*	-0.23	-0.29	0.21	0.29	-0.27	-0.08	-0.11	-0.15									
<i>Hab4</i>	0.17	-0.05	-0.16	0.11	0.06	-0.16	0.02	0.36*	-0.07	-0.13	0.16	-0.16	-0.21	-0.28	-0.13								
<i>Hab5</i>	-0.11	0.07	0.04	-0.11	0.2	-0.05	0.02	-0.09	0.05	-0.02	-0.07	-0.16	-0.21	-0.28	-0.13	-0.25							
<i>Hab6</i>	0.13	-0.04	-0.12	0.31*	-0.01	-0.31*	0.19	-0.16	-0.37*	-0.37*	0.38*	-0.12	-0.17	0.54*	-0.1	-0.03	-0.2						
<i>Trop1</i>	0.13	-0.01	-0.17	-0.05	0.45*	-0.31*	0.41*	0.39*	0.2	0.14	-0.12	0.21	-0.08	-0.18	-0.14	0	0.13	-0.21					
<i>Trop2</i>	-0.08	-0.24	0.48	-0.13	-0.07	0.19	0.18	-0.16	-0.19	-0.14	-0.15	-0.05	-0.06	-0.09	-0.04	-0.08	0.3*	-0.06	-0.08				
<i>Trop3</i>	-0.09	-0.05	0.21	-0.31*	-0.28	0.54*	-0.37*	-0.28	0.29*	0.28	-0.24	-0.11	0.13	-0.28	0.31*	-0.09	0.13	-0.34*	-0.46*	-0.13			
<i>Trop4</i>	-0.11	0.14	-0.07	0.02	-0.1	0.05	0.03	-0.01	-0.05	0.01	0	-0.07	-0.09	0.38*	-0.06	-0.11	-0.11	-0.08	-0.12	-0.03	-0.18		
<i>Trop5</i>	-0.06	0.14	-0.13	0.23	-0.04	-0.21	-0.24	0.16	-0.17	-0.16	0.17	0.08	0.15	-0.1	-0.11	0.25	-0.21	-0.17	-0.23	-0.06	-0.37*	-0.09	

FONTE: O autor (2019)

APÊNDICE D

TABELA 5 – OCORRÊNCIAS DAS FAMÍLIAS NAS DIFERENTES CATEGORIAS DE RIACHOS, URBANOS (URB), RURAIS (RUR) E MINIMAMENTE IMPACTADOS (MIM), NAS BACIAS DO IGUAÇU E PIQUIRI, EM JULHO (ESTAÇÃO SECA) E DEZEMBRO (ESTAÇÃO CHUVOSA) DE 2017.

Família	Iguaçu						Piquiri					
	Estação seca			Estação chuvosa			Estação seca			Estação chuvosa		
	URB	RUR	MIM	URB	RUR	MIM	URB	RUR	MIM	URB	RUR	MIM
Baetidae	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1
Caenidae	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1
Leptohyphidae	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1
Leptophlebiidae	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1
Polymitarcyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Gripopterygidae	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1
Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Calamoceratidae	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
Helicopsychidae	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hydrobiosidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0
Hydroptilidae	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
Leptoceridae	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1
Odontoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0
Philopotamidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Sericostomatidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecnomidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dryopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1
Elmidae	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Psephenidae	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Staphilinidae	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Ptilodactylidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1
Aeshnidae	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Gomphidae	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1
Perilestidae	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Calopterygidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Megapodagrionida	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Coenagrionidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Ceratopogonidae	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1
Chironomidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Culicidae	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1
Empididae	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1
Simuliidae	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Phoridae	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0
Psychodidae	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
Gelastocoridae	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Mesovelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Velidae	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0
Isotomidae	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0

FONTE: O Autor (2019)

APÊNDICE E

TABELA 6 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) DOS ÍNDICES DE SHANNON H', RIQUEZA FUNCIONAL, DISPERSÃO FUNCIONAL E EQUITABILIDADE FUNCIONAL ENTRE OS DIFERENTES USOS DE SOLO (URBANO, RURAL E MINIMAMENTE IMPACTADOS), BACIA HIDROGRÁFICA (IGUAÇU E PIQUIRI) E PERÍODO PLUVIOMÉTRICO (SECO - JULHO/2017 E CHUVOSO – DEZEMBRO/2017).

Índices	Variáveis	F	Pr(>F)
Shannon H'	Uso do solo	4.454	0.0199
	Bacia hidrográfica	9.811	0.0038
	Período pluviométrico	0.156	0.6960
Riqueza funcional	Uso do solo	5.700	0.0078
	Bacia hidrográfica	0.396	0.5340
	Período pluviométrico	0.044	0.8357
Dispersão funcional	Uso do solo	4.021	0.0280
	Bacia hidrográfica	11.109	0.0022
	Período pluviométrico	0.787	0.3820
Equitabilidade funcional	Uso do solo	13.070	0.0001
	Bacia hidrográfica	0.159	0.6930
	Período pluviométrico	1.623	0.2120

FONTE: O Autor (2019).

TABELA 7 – TESTE DE TUKEY DOS ÍNDICES DE SHANNON H', RIQUEZA FUNCIONAL, DISPERSÃO FUNCIONAL E EQUITABILIDADE FUNCIONAL ENTRE OS DIFERENTES USOS DE SOLO (URBANO, RURAL E MINIMAMENTE IMPACTADOS), BACIA HIDROGRÁFICA (IGUAÇU E PIQUIRI) E PERÍODO PLUVIOMÉTRICO (SECO - JULHO/2017 E CHUVOSO – DEZEMBRO/2017).

Índices	Variáveis	Níveis	P	
Shannon H'	Uso do solo	RUR-MIM	0.6027	
		URB-MIM	0.0169	
		URB-RUR	0.1388	
	Bacia hidrográfica	PIQ-IGU	0.0038	
		Período pluviométrico	SEC-CHU	0.6960
Riqueza funcional	Uso do solo	RUR-MIM	0.4124	
		URB-MIM	0.0059	
		URB-RUR	0.1153	
	Bacia hidrográfica	PIQ-IGU	0.5340	
		Período pluviométrico	SEC-CHU	0.8357
Dispersão funcional	Uso do solo	RUR-MIM	0.5515	
		URB-MIM	0.0227	
		URB-RUR	0.2011	
	Bacia hidrográfica	PIQ-IGU	0.0022	
		Período pluviométrico	SEC-CHU	0.3820
Equitabilidade funcional	Uso do solo	RUR-MIM	0.8820	

	URB-MIM	0.0002
	URB-RUR	0.0007
Bacia hidrográfica	PIQ-IGU	0.6926
Período pluviométrico	SEC-CHU	0.2122

FONTE: O autor (2019)