



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UNB DE PLANALTINA
BACHARELADO EM GESTÃO AMBIENTAL

THALLIA SANTANA SILVA

PADRÕES DE DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM
RIACHOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PRETO, DISTRITO FEDERAL

Planaltina – DF

2019



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UNB DE PLANALTINA
BACHARELADO EM GESTÃO AMBIENTAL

THALLIA SANTANA SILVA

PADRÕES DE DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM
RIACHOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PRETO, DISTRITO FEDERAL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
curso de Gestão Ambiental, como requisito parcial à
obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Planaltina – DF

2019

Silva, Thallia Santana

Padrões de Diversidade de Macroinvertebrados Aquáticos em Riachos na Bacia Hidrográfica do Rio Preto, Distrito Federal/Thallia Santana Silva. Planaltina – DF, 2019. 26f.

Monografia – Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília.

Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

1. Monitoramento Ambiental 2. Suficiência Amostral 3. Concordância. I. Silva, Thallia Santana II. Padrões de Diversidade de Macroinvertebrados Aquáticos em Riachos na Bacia Hidrográfica do Rio Preto, Distrito Federal

THALLIA SANTANA SILVA

PADRÕES DE DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM
RIACHOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PRETO, DISTRITO FEDERAL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
curso de Gestão Ambiental, como requisito parcial à
obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental.

Planaltina-DF, 27 de novembro de 2019

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

MSc. Ana Caroline Alcântara Missias Gomes

MSc. Leonardo Fernandes Gomes

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família por todo o incentivo e apoio, por sempre acreditarem na minha capacidade e me ajudar no que fosse necessário. Eu não seria capaz de chegar até aqui se não fosse por vocês.

As minhas amigas e amigo da graduação, pelo carinho, por vibrarem comigo e ouvirem pacientemente todas as minhas lamentações. Principalmente @s roomies pelas conversas noturnas na reta final desse trabalho.

Aos meus amigos e amigas do NEPAL, sou extremamente grata por todas as nossas conversas, pela ajuda e suporte que vocês me proporcionam e pela paciência. Obrigada por todo o companheirismo de vocês.

Ao meu orientador Prof. Dr. Ludgero Vieira, eu não tenho palavras para expressar a minha gratidão por toda a atenção, ensinamentos e suporte durante esses anos.

Ao João Paulo e a Prof. Dr. Maria Júlia pelas contribuições e apoio prestados à realização deste trabalho.

Aos meus professores e professoras da graduação, que foram fundamentais na construção da minha vida profissional. Em especial ao Pr. Dr. Luiz Felipe Salemi por conversas tão inspiradoras.

Agradeço de coração a todas as pessoas que estiveram presentes diretamente e indiretamente durante a minha formação, que de alguma forma me ajudaram e contribuíram para o meu desenvolvimento. Muito obrigada.

PADRÕES DE DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM RIACHOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PRETO, DISTRITO FEDERAL

RESUMO

Os ambientes aquáticos encontram-se entre os mais impactados por distúrbios antrópicos. O monitoramento ambiental desses ecossistemas é fundamental para a sua conservação. A comunidade de macroinvertebrados possui organismos em níveis variados de sensibilidade à poluição e por isso podem ser utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental. Assim, este estudo teve como objetivos avaliar: (i) a variação sazonal de diferentes parâmetros ecológicos da comunidades de macroinvertebrados (riqueza de *taxa*, abundância de indivíduos, diversidade, equidade e estrutura de comunidades), (ii) a eficiência do esforço amostral empregado para estimar a riqueza de *taxa* da comunidade de macroinvertebrados da área de estudo, (iii) a concordância espacial e temporal dos macroinvertebrados aquáticos e (iv) a resolução numérica entre dados de abundância e presença/ausência de *taxa* de macroinvertebrados aquáticos. O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Alto Rio Preto (DF), em uma estação de estiagem e uma chuvosa. A diversidade e equidade foram calculadas utilizando o índice de *Shannon*, e a estrutura da comunidade foi ordenada através da Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS). O esforço amostral foi investigado por meio de curva de acumulação de espécies e um estimador de riqueza *Jackknife*. Para avaliar a concordância espacial e temporal da comunidade e a resolução numérica entre os dados de abundância e ocorrência de *taxa* foi realizada uma análise de Procrustes. Foram amostrados um total de 63 *taxa* e 10.073 organismos da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Os riachos amostrados nesse estudo não apresentaram diferenças sazonais nos valores médios dos parâmetros ecológicos avaliados. O esforço amostral foi expressivo para estimar a riqueza de *taxa* nos períodos. No entanto, o número de novos indivíduos de macroinvertebrados pode aumentar conforme aumenta o esforço amostral na área de estudo. A estrutura da comunidade não apresentou concordância temporal. O uso de dados em menor resolução numérica foram concordantes em ambos os períodos.

Palavras-chave: Monitoramento ambiental; Suficiência amostral; Concordância.

DIVERSITY PATTERNS OF MACROINVERTEBRATES IN STREAMS IN THE RIO PRETO BASIN, FEDERAL DISTRICT

ABSTRACT

Aquatic environments are among the most impacted by anthropogenic disturbances. Environmental monitoring of these ecosystems is fundamental to their conservation. The macroinvertebrate community has organisms at varying levels of sensitivity to pollution and can therefore be used as bioindicators of environmental quality. The aim of this study was to evaluate: (i) the seasonal variation of different ecological parameters of the macroinvertebrate community (taxa richness, abundance of individuals, diversity, equity and community structure), (ii) the efficiency of the sampling effort employed to estimate the taxa richness of the macroinvertebrate community of the study area, (iii) the spatial and temporal concordance of aquatic macroinvertebrates and (iv) the numerical resolution between abundance data and presence / absence of aquatic macroinvertebrates taxa. The study was conducted in the Rio Preto basin (DF), in a drought and a rainy season. Diversity and equity were calculated using the Shannon Index, and community structure was ordered using Non-Metric Multidimensional Scaling Analysis (NMDS). The sampling effort was investigated using a species-accumulation curve and a Jackknife richness estimator. To evaluate the spatial and temporal agreement of the community and the numerical resolution between the abundance and rate occurrence data, a Procrustes analysis was performed. A total of 63 taxa and 10,073 organisms from the aquatic macroinvertebrate community were sampled. The streams sampled in this study showed no seasonal differences in the average values of the evaluated ecological parameters. The sampling effort was expressive to estimate the taxa richness in the periods. However, the number of new individuals of macroinvertebrate may increase as the sample effort increases in the study area. The community structure showed no temporal concordance. The use of data with lower numerical resolution was consistent in both periods.

Keywords: Environmental Monitoring; Sampling Effort; Concordance.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Unidades amostrais na bacia hidrográfica do Alto Rio Preto.....	13
Figura 2. Comparação dos valores médios de riqueza, abundância, diversidade e equidade das unidades amostrais entre os períodos de estiagem e chuvoso.....	17
Figura 3. Ordenação das unidades amostrais segundo a NMDS e resultados dos testes de Análise de Similaridade (ANOSIM) e de Homogeneidade Multivariada de Dispersão de Grupos (Betadisper).....	18
Figura 4. Curvas de rarefação de espécies (círculos azuis) e riqueza estimada pelo estimador Jackknife 1 (círculos vermelhos). Intervalos de confiança = 95%.....	19

LISTA DE TABELAS;

Tabela 1 – Média e desvio padrão (DP) da abundância dos <i>taxa</i> de macroinvertebrados aquáticos por período de amostragem.....	15
Tabela 2 – Concordância entre as variáveis ambientais e a composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos.....	20

Sumário

1. INTRODUÇÃO	11
2. MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1. Área de estudo	12
2.2. Coleta de dados	13
2.3. Análise dos dados	14
3. RESULTADOS	15
4. DISCUSSÃO.....	20
5. CONCLUSÃO	22
REFERÊNCIAS	23
APÊNDICE A – COORDENADAS GEOGRÁFICAS DAS UNIDADES AMOSTRAIS E DADOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NAS OTTOBACIAS DE NÍVEL 6.....	25
APÊNDICE B – MÉDIA E DESVIO PADRÃO (DP) DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS NAS CAMPANHAS DE AMOSTRAGEM.....	26

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas de água doce já enfrentam maiores pressões antrópicas que outros ecossistemas (REID et al., 2019), pois sua vulnerabilidade à degradação envolve uma série de fatores em interação, que incluem impactos diretos, como despejo de efluentes, e indiretos resultantes do uso e ocupação da sua bacia de drenagem (DUDGEON et al., 2006). O impacto das atividades humanas nestes ecossistemas pode ocasionar alterações nos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos, e provocar a deterioração da qualidade da água, eutrofização e perda de biodiversidade (TUNDISI; TUNDISI, 2012).

O monitoramento dos impactos nos ecossistemas aquáticos é fundamental na proposição de medidas para conservação dos recursos naturais (LOVETT et al., 2007). Dessa forma, é possível identificar as causas e as consequências das atividades antrópicas sobre ecossistemas naturais. Entretanto, os cursos d'água são ecossistemas dinâmicos e apenas análises de variáveis físicas e químicas podem não ser suficientes para uma informação precisa das suas reais condições (GIULIATTI; CARVALHO, 2009). A inserção de organismos bioindicadores para a complementação em programas de monitoramento pode ser efetiva na detecção de alterações a curto e longo prazo em diferentes tipos de ambientes (MORSE et al., 2007).

A estrutura desta comunidade está relacionada com as alterações sofridas pelo ambiente, devido a sensibilidade dos organismos às condições ambientais e o tempo que levam para estabelecer suas populações, refletindo variações recentes e passadas que afetaram os cursos d'água. Os organismos mais sensíveis tendem a serem extintos em locais sujeitos a contaminação e alterações antrópicas intensas, enquanto os mais tolerantes e resistentes, podem apresentar maior abundância nessas localidades (CALLISTO; GOULART; MORETTI, 2001). Por isso, estes organismos podem ser utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental em ecossistemas de riachos (HERING et al., 2006).

Em geral, não é possível acessar a totalidade de um universo amostral. Assim, o ideal é que se utilize amostras para projetar características sobre a população. A avaliação da suficiência amostral indicará quando o incremento no esforço amostral não resulta em aumento dos organismos amostrados (PILLAR, 2004). Esse levantamento amostral deve considerar a estruturação espacial e temporal da comunidade utilizada para que a diversidade biológica não seja subestimada (VIEIRA et al., 2017a).

A possibilidade de utilização de grupos substitutos ou menores resoluções numéricas dentro de uma comunidade pode simplificar os programas de monitoramento ambiental (LANDEIRO et al., 2012). Isto possibilitaria levantamentos utilizando um número menor de

grupos biológicos, estudar uma menor quantidade de campanhas de amostragem, realizar avaliações taxonômicas em níveis superiores (por exemplo, nos casos de resoluções taxonômicas) e/ou avaliações a nível de presença/ausência de *taxa* ao invés de dados de abundância (por exemplo, nos casos de resolução numérica) (GOMES; VIEIRA; BONNET, 2015; RIBAS; PADIAL, 2015; ROSA et al., 2014; VIEIRA et al., 2017b). Isso se deve pois, uma vez que os padrões de ordenação das unidades de amostragem gerados com um tipo de conjunto de dados apresentem elevada concordância com outros conjuntos, podemos utilizar um menor número de conjunto de dados e inferir o que pode estar acontecendo com os demais conjuntos não avaliados (CORTE et al., 2017; HEINO, 2010).

Esse estudo comparou a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos de riachos localizados na bacia do rio Preto em duas estações sazonais (estiagem e chuvosa) e tem como objetivos avaliar: (i) a variação sazonal de diferentes parâmetros ecológicos da comunidades de macroinvertebrados (riqueza de *taxa*, abundância de indivíduos, diversidade, equidade e estrutura de comunidades), (ii) eficiência do esforço amostral empregado para estimar a riqueza de *taxa* da comunidade de macroinvertebrados da área de estudo, (iii) a concordância espacial e temporal dos macroinvertebrados aquáticos e (iv) a resolução numérica entre dados de abundância e presença/ausência de *taxa* de macroinvertebrados aquáticos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em 14 riachos na bacia hidrográfica do Alto Rio Preto, Distrito Federal (Figura 1), sendo que cada riacho equivale a uma unidade amostral. A bacia do Alto Rio Preto, pertencente a bacia hidrográfica do Rio São Francisco, possui área de 3.470 km² com 2.344,045 km de drenagem (SCHRAGE; UAGODA, 2017). Por apresentar uma ampla superfície aplainada, o que facilita o extenso uso e ocupação do solo, a área de entorno de todos os riachos possuem algum grau de influência antrópica, especialmente por atividades agropecuárias. As coletas foram realizadas em duas campanhas de amostragem, compreendendo os seguintes períodos: maio/2017 (estiagem) e fevereiro/2018 (chuvoso).

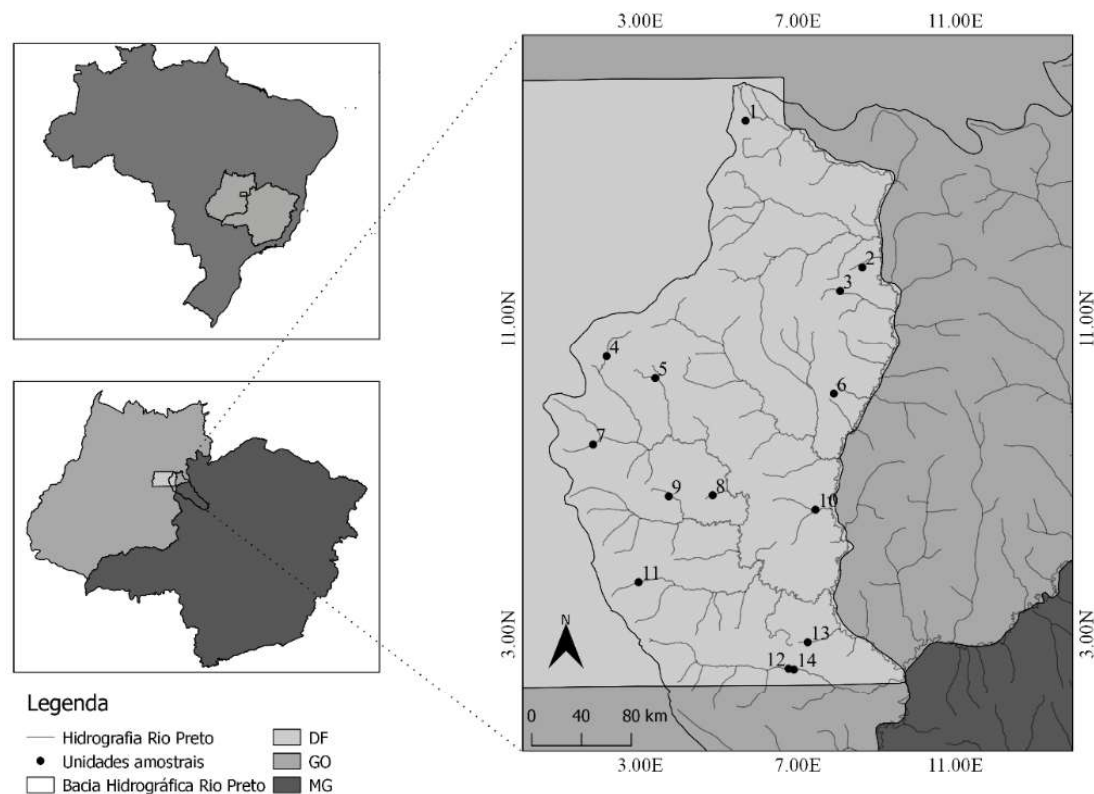


Figura 1. Unidades amostrais na bacia hidrográfica do Alto Rio Preto.

2.2. Coleta de dados

Os macroinvertebrados aquáticos foram coletados com uma rede do tipo *Surber* com área de 900 cm² e malha de 250 µm. O substrato compreendido dentro da área da *Surber* retido na malha foi colocado em saco plástico e imerso em álcool 70% *in situ*. Em cada unidade amostral foram realizadas três subamostragens com aproximadamente 20 m de distância entre elas (SILVEIRA; QUEIROZ; BOEIRA, 2004).

Em laboratório, as amostras foram lavadas em peneiras metálicas acopladas (25 cm de diâmetro x 10 cm de altura cada uma), sendo uma com malha de 3 mm (superior) e outra com malha de 250 micrômetros (inferior). Os macroinvertebrados retidos na peneira superior foram triados com auxílio de uma mesa de luz e para os retidos na peneira inferior, foi utilizado um estereomicroscópio. Por fim, os organismos separados foram identificados ao nível de família com o uso de chaves de identificação taxonômica (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014; MERRITT; CUMMINS, 1996; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010).

Nos mesmos locais das amostragens das comunidades de macroinvertebrados aquáticos, foram mensuradas as variáveis limnológicas de temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, com uma sonda multiparamétrica HORIBA, U-

52/10. Os dados da cobertura e uso do solo na área de estudo foram obtidos na base de dados do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo (MapBiomias) em relação ao ano de 2018 (MapBiomias, 2018), e aplicados a base de otobacias nível 6 (PFAFSTETTER, 1989).

2.3. Análise dos dados

Para cada grupo de organismos, foram calculados índices de diversidade (Eq. 1) e equidade (Eq. 2) de Shannon, utilizando as seguintes equações:

$$H' = -\sum p_i \log p_i \quad \text{Eq. 1}$$

$$E = H' / H \max \quad \text{Eq. 2}$$

onde n = número de indivíduos amostrados; p_i = proporção de indivíduos da espécie i em relação ao total de indivíduos na amostra. $H \max$ de uma determinada comunidade é encontrada quando as espécies possuem a mesma abundância ($H_{\max} = \ln S$) (MAGURRAN, 2013). Posteriormente, os valores de riqueza e abundância dos organismos e os valores de diversidade e equidade foram submetidos a um teste t pareado, para verificar se existe diferença entre os períodos de estiagem e chuvoso.

Os padrões de variação espacial/temporal da estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos foram ordenados através de uma análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Para isso, a matriz de abundância dos *taxa* por unidade amostral foi transformada em uma matriz de distância de *Bray-Curtis*. A fim de avaliar se existe diferença na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos entre os períodos amostrais, foi realizada uma Análise de Similaridades (ANOSIM), utilizando os escores da NMDS, e um teste de homogeneidade multivariada de dispersão de grupos (Betadisper).

Para avaliar a concordância entre as variáveis ambientais e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos e entre a resolução numérica dos dados biológicos foi realizada uma análise de Procrustes (JACKSON, 1995). As matrizes ambientais foram padronizadas pelo número de desvios padrões em relação à média da variável. Para os dados biológicos foram calculadas as matrizes de distância de Bray-Curtis (dados de abundância) e Jaccard (dados de presença/ausência de *taxa*).

O esforço amostral necessário para estimar a diversidade de macroinvertebrados aquáticos na área de estudo foi investigado por meio de curva de rarefação de espécies e um estimador de riqueza (Jackknife) (MAGURRAN, 2013). Todas as análises foram realizadas programa R Core Team 3.5.1 (R CORE TEAM, 2018).

3. RESULTADOS

Foram amostrados um total de 63 *taxa* da comunidade de macroinvertebrados aquáticos divididos em insetos, moluscos, crustáceos, anelídeos e ácaros. O período de estiagem apresentou um total de 53 *taxa* e o período chuvoso 51 *taxa* (Tabela 1). Em relação à abundância de organismos, foram amostrados um total de 10.073 macroinvertebrados aquáticos compreendidos entre os dois períodos amostrados. Durante o período de estiagem foram amostrados 6.096 organismos e durante o período chuvoso 3.977 organismos.

Tabela 1. Média e desvio padrão (DP) da abundância dos *taxa* de macroinvertebrados aquáticos por período de amostragem.

Taxa	Estiagem		Chuvoso	
	Média	DP	Média	DP
Diptera				
Simuliidae	10,29	21,18	33,21	37,6
Chironomidae	255,21	205,59	129,79	133,21
Dolichopodidae	0,65	0,5	0	0
Ceratopogonidae	10,21	15,11	10,43	15,71
Tipulidae	0,29	0,83	0,86	1,46
Tabanidae	0,07	0,27	0	0
Culicidae	0,36	0,93	0,21	0,8
Chaboridae	0,07	0,27	0	0
Stratiomidae	0,14	0,36	0	0
Ephyridae	0,07	0,27	0	0
Empididae	4,21	7,11	0,43	0,51
Odonata				
Dicteriadidae	0	0	0,07	0,27
Gomphidae	1,14	1,79	0,43	0,76
Libellulidae	5,07	6,15	1,07	1,38
Protoneuridae	0,14	0,53	0	0
Coenagrionidae	3	2,8	2	2,32
Corduliidae	0	0	0,14	0,53
Aeshnidae	0	0	0,36	1,08
Megapodagrionidae	0,36	0,63	0,21	0,58
Calopterygidae	0,57	1,16	0,43	0,85
Trichoptera				
Hydropsychidae	26,36	56,72	14,5	21,58
Leptoceridae	8	17,46	10,57	36,99
Odontoceridae	15,57	56,54	0,86	1,1
Polycentropodidae	3,36	7,89	0,07	0,27
Hydroptilidae	3	8,22	1,07	2,3
Glossosomatidae	0	0	0,5	1,87
Xyphocentronidae	0,07	0,27	0	0
Calamoceratidae	0,71	1,33	0,93	1,69
Philopotamidae	0	0	0,64	2,41

Taxa	Estiagem		Chuvoso	
	Média	DP	Média	DP
Coleoptera				
Elmidae	18,64	29,67	25,29	46,31
Lutrochidae	0	0	0,14	0,53
Ptilodactylidae	0,29	1,07	0,43	1,09
Hydrophilidae	0,43	0,76	1,57	2,87
Dryopidae	1,64	6,15	0,21	0,8
Noteridae	0,29	1,07	0	0
Dytiscidae	0,07	0,27	0,21	0,8
Scirtidae	1,21	2,91	2,5	5,93
Plecoptera				
Perlidae	0,79	1,67	2,79	5,94
Megaloptera				
Sialidae	0,14	0,36	0	0
Corydalidae	0,64	0,93	1,57	2,34
Ephemeroptera				
Baetidae	1,14	2,03	1,64	2,95
Caenidae	1,71	5,58	0,29	0,83
Leptophlebiidae	1,79	3,26	0,79	1,63
Leptohyphidae	0,43	1,09	0,79	1,85
Oligoneuridae	0,14	0,53	0	0
Ephemeridae	0,07	0,27	0	0
Hemiptera				
Notonectidae	0	0	0,5	1,87
Belostomatidae	0,14	0,36	0,36	0,74
Gelastocoridae	0,07	0,27	0	0
Gerridae	0,43	0,65	0,07	0,27
Naucoridae	0,29	1,07	0,14	0,53
Mesoveliidae	0	0	0,07	0,27
Veliidae	0,93	1,38	0,36	1,08
Lepidoptera				
Crambidae	0,21	0,43	0,43	0,65
Collembola	0,36	0,84	0,43	0,94
Mollusca				
Sphaeriidae	3,71	12,48	0,43	0,85
Planorbidae	0	0	0,57	2,14
Thiaridae	0	0	0,29	1,07
Crustacea				
Hyalellidae	5,86	21,63	18	66,2
Ostracoda	2	2,88	0,79	2,12
Annelida				
Hirudinea	2,71	6,13	2,93	4,5
Oligochaeta	34,71	34,12	11,57	29,71
Chelicerata				
Acari	5,79	14,22	0,14	0,36

Os valores médios dos parâmetros ecológicos avaliados (riqueza de *taxa*, abundância de indivíduos, diversidade, equidade e estrutura de comunidades) não apresentaram diferenças significativas entre os períodos de estiagem e chuvoso (Figura 2). Além disso, a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos também foi similar entre os períodos de estiagem e chuvoso (Figura 3).

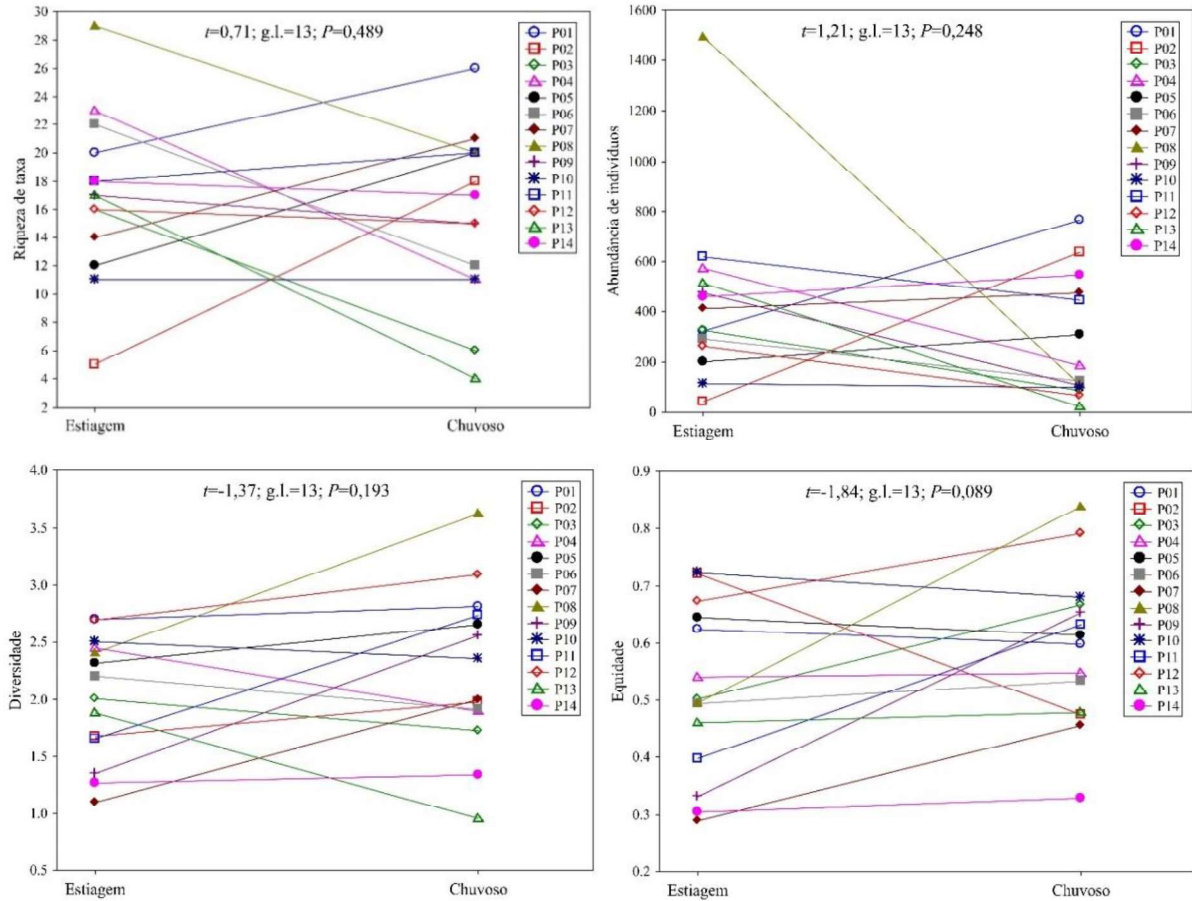


Figura 2. Comparação dos valores médios de riqueza, abundância, diversidade e equidade das unidades amostrais entre os períodos de estiagem e chuvoso.

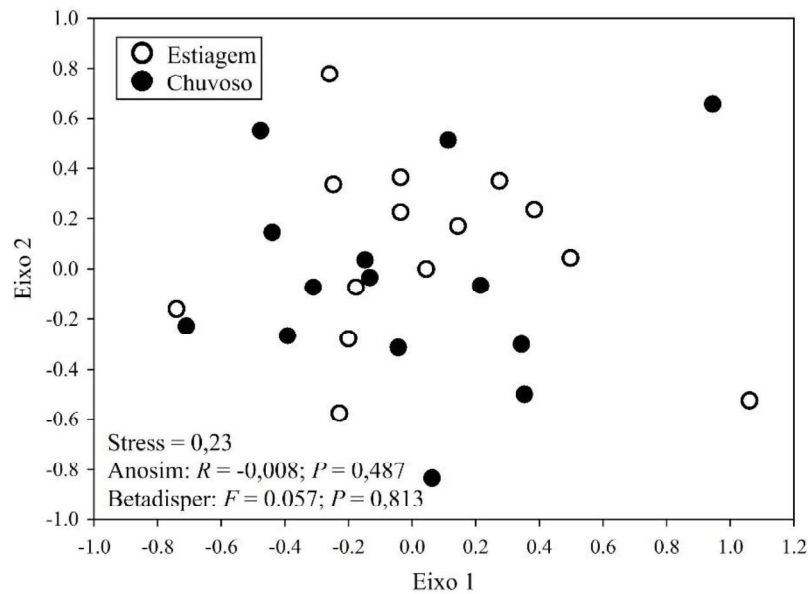


Figura 3. Ordenação das unidades amostrais segundo a NMDS e resultados dos testes de Análise de Similaridade (ANOSIM) e de Homogeneidade Multivariada de Dispersão de Grupos (Betadisper).

As curvas de rarefação de espécies e de riqueza estimada por Jackknife chegaram próximas de atingirem uma assíntota, indicando que o esforço amostral empregado foi expressivo (Figura 4). Para o período de estiagem, a riqueza encontrada foi de 53 *taxa* e a estimada de 65 *taxa*. No período chuvoso, a riqueza encontrada foi 51 *taxa* e a estimada 64 *taxa*. Entretanto, considerando os dois períodos e as 28 unidades de amostragem, o esforço de coleta empregado não foi suficiente para que as curvas de rarefação de espécies e de riqueza estimada por Jackknife aproximassem de uma assíntota (Figura 4), indicando que novas espécies de macroinvertebrados pode aumentar significativamente conforme aumente o esforço amostral na bacia do Alto Rio Preto.

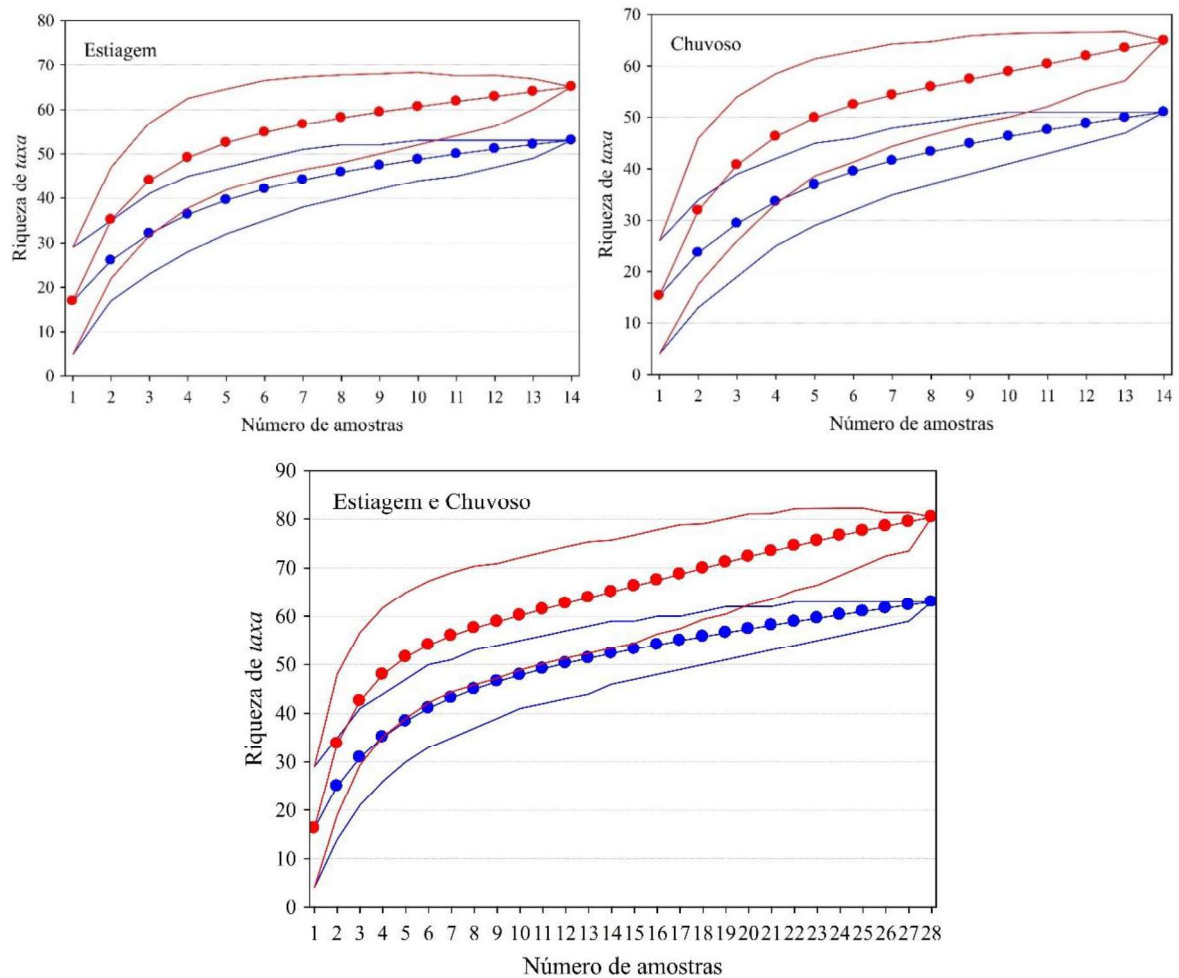


Figura 4. Curvas de rarefação de espécies (círculos azuis) e riqueza estimada pelo estimador Jackknife 1 (círculos vermelhos). Intervalos de confiança = 95%.

A comparação entre os períodos de estiagem e chuvoso mostraram que a comunidade de macroinvertebrados, tanto em relação à abundância quanto em relação a presença e ausência de organismos, não apresentam concordância. A comparação entre a matriz ambiental e biológica (comunidade de macroinvertebrados) evidenciou concordância apenas durante a estação de estiagem. Mas, comparado a abundância e a presença e ausência dos organismos, a comunidade de macroinvertebrados apresentou concordância entre os dois períodos (Tabela 2).

Tabela 2. Concordância entre as variáveis ambientais e a composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

Concordância	Entre Campanhas		Dentro da mesma campanha			
	Estiagem x Chuvoso		Estiagem		Chuvoso	
	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
Biológico (Abundância)	0.41	0.327	-	-	-	-
Biológico (PA)	0.34	0.876	-	-	-	-
Ambiente x Biológico (Abundância)	-	-	0.60	0.024	0.46	0.424
Ambiente x Biológico (PA)	-	-	0.63	0.016	0.41	0.570
Resolução Numérica						
Biológico: Abundância x PA	-	-	0.86	<0.001	0.88	<0.001

4. DISCUSSÃO

A comparação dos valores médios dos parâmetros ecológicos da comunidade de macroinvertebrados nesse estudo indicou que a estrutura da comunidade não sofreu significativas alterações sazonais. A sazonalidade é um dos fatores que pode interferir na estrutura da comunidade de macroinvertebrados (CALLISTO; GOULART, 2005), através do aumento do fluxo e velocidade da água e distúrbios físicos no substrato, que levam a um deslocamento da fauna de macroinvertebrados (POFF; WARD, 1991). Entretanto, a variabilidade na estrutura da comunidade pode não sofrer influência dessas variações sazonais, dado que essas comunidades desenvolvem mecanismos de adaptação a eventos periódicos previsíveis (FUENTE et al., 2018). Por exemplo, espécies não fixadas ao substrato podem resistir temporariamente às correntes rápidas, mas habitualmente se posicionam em áreas protegidas da corrente. Ou seja, essas adaptações podem ser mais comportamentais do que morfológicas (ANGELIER, 2003). Em riachos com padrões de vazão previsíveis, a persistência da comunidade de macroinvertebrados parece ser relativamente alta em comparação aos riachos intermitentes e imprevisíveis (LAKE; BARMUTA, 1986). O entendimento desses padrões nas comunidades aquáticas é fundamental para o delineamento dos programas de monitoramento.

Em geral, algumas simplificações são justificáveis, principalmente quando se leva em consideração a necessidade de programas de biomonitoramento mais abrangentes e os crescentes problemas ambientais (CARNEIRO; BINI; RODRIGUES, 2010). Os projetos de amostragem, por exemplo, podem ser otimizados, em muitos casos, com a redução do esforço de amostragem em um local e aumento do número de locais estudados (SGARBI et al., 2020). O esforço amostral empregado neste estudo fornece uma estimativa de amostragem adequada para a região de estudo, visto que as curvas de rarefação de espécies e de riqueza estimada por

Jackknife nos períodos de estiagem e chuvoso chegaram bem próximas de atingirem a assíntota. Evidentemente, o registro de novas espécies de macroinvertebrados pode aumentar conforme aumenta o esforço amostral na região, pois em assembleias ricas em espécies, como a de macroinvertebrados em riachos tropicais, as curvas de acumulação de espécies raramente atingem uma assíntota (MELO; FROEHLICH, 2001). Assim, o tamanho ideal da amostragem dependerá, principalmente, do objetivo que se deseja atingir (PILLAR, 2004). Essas simplificações são particularmente relevante em estudos envolvendo pequenos invertebrados, onde se gasta muito tempo na classificação e identificação de indivíduos (SGARBI et al., 2020).

A avaliação da concordância entre os períodos de estiagem e chuvoso indicou que a comunidade de macroinvertebrados, tanto em relação à abundância quanto em relação a presença e ausência de organismos, não apresenta concordância sazonal. Essa ausência de concordância sazonal pode ser decorrente de adaptações ou habilidades específicas desenvolvidas pela comunidade para lidar com as mudanças que ocorrem nesses ambientes (TONKIN et al., 2017). Embora tenham adaptações para o efeito das chuvas, variações ambientais em riachos, resultantes de mudanças temporais, podem influenciar diretamente os padrões de distribuição de alguns *taxa* da comunidade de macroinvertebrados (JUEN et al., 2013). Assim, o ideal é que a amostragem seja feita em ambos os períodos sazonais.

Outra simplificação que pode ser feita é o uso de dados de ocorrência (presença/ausência) no lugar de dados de abundância. Os resultados deste estudo indicaram que uma abordagem em menor resolução numérica, baseada em dados de ocorrência, resultaria nas mesmas informações obtidas com dados de abundância, assim, um menor tempo seria utilizado na identificação dos organismos. Em larga escala, análises de baseadas em dados de ocorrência, podem resultar em melhores resultados que os dados de abundância (WILSON, 2012). Mas, os dados de ocorrência podem perder informações sobre a estrutura da comunidade a uma taxa maior que os dados de abundância (SGARBI et al., 2020), ou ainda, dados de abundância podem recuperar padrões ecológicos sutis que os dados de ocorrência não detectaram (MELO, 2005). Os dados de ocorrência são mais acessíveis que os dados de abundância, principalmente quando se leva em conta a falta de recursos e de taxonomistas (STOKSTAD, 2005), no entanto, sua aplicabilidade pode depender da extensão do estudo (SGARBI et al., 2020).

5. CONCLUSÃO

A avaliação dos parâmetros ecológicos (riqueza de *taxa*, abundância de indivíduos, diversidade, equidade e estrutura de comunidades) indicou que os riachos amostrados não apresentaram diferenças nos valores médios desses parâmetros entre as estações de estiagem e chuvosa. Para um bom delineamento dos programas de monitoramento é fundamental o entendimento dos padrões das comunidades biológicas utilizada. O monitoramento ambiental requer também que as técnicas de amostragem sejam eficientes e precisas. Nesse sentido, as avaliações realizadas neste estudo fornecem algumas compreensões para subsidiar delineamentos amostrais na região. O esforço amostral foi expressivo para estimar a riqueza de *taxa* nos períodos na região. No entanto, o número de novos indivíduos de macroinvertebrados pode aumentar conforme aumenta o esforço amostral. A ausência de concordância sazonal, evidencia a necessidade de amostragem em diferentes estações sazonais. Dado que o uso de dados em menor resolução numérica foram concordantes em ambos os períodos, a possibilidade do uso de dados de ocorrência no lugar de dados de abundância pode ser uma alternativa mais rentável para o monitoramento de riachos na região.

REFERÊNCIAS

- ANGELIER, E. **Ecology of Streams and Rivers**. USA: Science Publishers, Inc, 2003.
- CALLISTO, M.; GOULART, M. Invertebrate drift along a longitudinal gradient in a Neotropical stream in National Park, Brazil Serra do Cipo. **Hydrobiologia**, p. 47–56, 2005.
- CALLISTO, M.; GOULART, M.; MORETTI, M. Macroinvertebrados Bentônicos Como Ferramenta Para Avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71–82, 2001.
- CARNEIRO, F. M.; BINI, L. M.; RODRIGUES, L. C. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 249–255, 2010.
- CORTE, G. N. et al. Cross-taxon congruence in benthic communities: Searching for surrogates in marine sediments. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 173–182, jul. 2017.
- DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 2, p. 163–82, 2006.
- FUENTE, M. DE LA et al. Evolutionary responses of aquatic macroinvertebrates to two contrasting flow regimes. **Hydrobiologia**, v. 808, n. 1, p. 353–370, 2018.
- GIULIATTI, T. L.; CARVALHO, E. M. Distribuição as Assembléias de Macroinvertebrados Bentônicos em Dois Trechos do Córrego Laranja Doce, Dourados/MS. **Interbio**, p. 4–14, 2009.
- GOMES, L. F.; VIEIRA, L. C. G.; BONNET, M. P. Two practical approaches to monitoring the zooplanktonic community at Lago Grande do Curuai , Pará , Brazil. **ACTA AMAZONICA**, v. 45, n. 3, p. 293–298, 2015.
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. [s.l.] Manaus: Editora do INPA, 2014., 2014.
- HEINO, J. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 112–117, 2010.
- HERING, D. et al. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 9, p. 1757–1785, set. 2006.
- JACKSON, D. A. PROTEST: A PROcrustean Randomization TEST of community environment concordance. **Écoscience**, v. 2, n. 3, p. 297–303, 1 jan. 1995.
- JUEN, L. et al. Concordance between Ephemeroptera and Trichoptera assemblage in streams from Cerrado – Amazonia transition. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 49, n. 2, p. 129–138, 18 jun. 2013.
- LAKE, P. S.; BARMUTA, L. A. Stream benthic communities: persistent presumptions and current speculations. In: **Limnology in Australia**. [s.l.] Springer, 1986. p. 263–276.
- LANDEIRO, V. L. et al. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments ? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. **Ecological Indicators**, p. 366–373, 2012.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical Ecology. **Elsevier**, v. 24, p. 1–990, 2012.
- LOVETT, G. M. et al. Who needs environmental monitoring? 2007.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2013.
- MELO, A. S. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 164, n. 3, p. 309–323, 2005.
- MELO, A. S.; FROEHLICH, C. Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in tropical streams. **Freshwater Biology**, p. 711–721, 2001.
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North**

- America.** [s.l.] Kendall Hunt, 1996.
- MORSE, J. C. et al. Freshwater biomonitoring with macroinvertebrates in East Asia In a nutshell : n. Rivpacs 2005, 2007.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos.** [s.l.] Technical Books Editora, 2010.
- PFAFSTETTER, O. Classificação de bacias hidrográficas: metodologia de codificação. **Rio de Janeiro, RJ: Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS)**, v. 1989, p. 19, 1989.
- PILLAR, V. D. Suficiência amostral. **Amostragem em Limnologia. Rima, São Carlos**, p. 25–43, 2004.
- POFF, N. L.; WARD, J. V. Drift Responses of Benthic Invertebrates to Experimental Streamflow Variation in a Hydrologically Stable Stream. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 48, n. 10, p. 1926–1936, out. 1991.
- R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, 2018. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>
- REID, A. J. et al. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, n. 3, p. 849–873, 22 jun. 2019.
- RIBAS, L. G. DOS S.; PADIAL, A. A. The use of coarser data is an effective strategy for biological assessments. **Hydrobiologia**, v. 747, n. 1, p. 83–95, 3 mar. 2015.
- ROSA, B. J. F. V. 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, 19 nov. 2014.
- SCHRAGE, T. J.; UAGODA, R. E. S. Distribuição espacial de depressões na bacia do Alto rio Preto (GO, DF, MG) e suas relações com controles geológicos e pedogeomorfológicos. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 18, n. 2, maio 2017.
- SGARBI, L. F. et al. Sampling effort and information quality provided by rare and common species in estimating assemblage structure. **Ecological Indicators**, v. 110, n. April 2019, p. 105937, mar. 2020.
- SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. **Embrapa Meio Ambiente**, p. 1–7, out. 2004.
- STOKSTAD, E. CONSERVATION BIOLOGY: Premier Latin American Institute Loses Grants, Ponders Future. **Science**, v. 310, n. 5745, p. 41–42, 7 out. 2005.
- TONKIN, J. D. et al. Seasonality and predictability shape temporal species diversity. **Ecology**, v. 98, n. 5, p. 1201–1216, 2017.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnology.** [s.l.] CRC Press, 2012.
- VIEIRA, L. C. G. et al. Sampling sufficiency for estimating zooplankton diversity in neotropical floodplain lakes. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 22, n. 2, p. 190–196, jun. 2017a.
- VIEIRA, M. C. et al. Biodiversity shortcuts in biomonitoring of novel ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 505–512, nov. 2017b.
- WILSON, J. B. Species presence/absence sometimes represents a plant community as well as species abundances do, or better. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 6, p. 1013–1023, dez. 2012.

APÊNDICE A – COORDENADAS GEOGRÁFICAS DAS UNIDADES AMOSTRAIS E DADOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NAS OTTOBACIAS DE NÍVEL 6

Ponto	Latitude	Longitude	Formação florestal Km2	Formação Savânica km2	Plantação florestal km2	Formação campestre km2	Pastagem km2	Cultura anual e perene km2	Infraestrutura urbana km2	Corpos d'água km2
01	-15.54	-47.45	2.45	4.30	0.00	1.35	2.60	0.13	0.00	0.00
02	-15.67	-47.35	0.37	0.16	0.00	0.04	0.14	4.53	0.00	0.06
03	-15.69	-47.37	0.75	0.66	0.04	0.52	3.69	9.64	0.01	0.00
04	-15.75	-47.59	2.61	2.89	0.08	2.33	4.17	9.41	0.00	0.01
05	-15.77	-47.54	2.03	2.02	0.02	0.66	0.40	7.60	0.06	0.00
06	-15.79	-47.35	2.17	1.11	0.00	1.14	1.73	2.01	0.00	0.01
07	-15.83	-47.60	1.58	0.92	0.03	1.00	2.37	10.98	0.00	0.03
08	-15.88	-47.49	0.42	0.23	0.00	0.19	0.15	4.96	0.00	0.01
09	-15.88	-47.53	2.22	0.85	0.37	1.91	4.37	5.31	0.00	0.00
10	-15.89	-47.39	0.48	0.13	0.00	0.11	0.11	1.09	0.00	0.00
11	-15.96	-47.56	3.90	0.59	0.21	0.72	7.85	17.46	0.04	0.00
12	-16.04	-47.42	2.14	1.14	0.01	0.67	1.88	19.60	0.00	0.00
13	-16.01	-47.40	0.80	0.33	0.02	0.35	1.77	9.11	0.00	0.03
14	-16.05	-47.48	0.65	0.50	0.06	0.42	2.96	9.48	0.00	0.12

APÊNDICE B – MÉDIA E DESVIO PADRÃO (DP) DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS NAS CAMPANHAS DE AMOSTRAGE

Ponto	pH		Oxigênio Dissolvido (mg/L)		Condutividade (mS/cm)		Temperatura (°C)		Turbidez (NTU)		Potencial de Oxirredução (mV)		Sólidos Totais Dissolvidos (g/L)	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
01	7.55	0.07	5.89	0.20	0.05	0.00	24.80	0.01	2.20	2.97	221.50	44.55	0.04	0.00
02	7.66	0.10	6.86	0.73	0.06	0.03	23.89	2.38	8.35	8.70	125.00	52.33	0.04	0.03
03	6.29	0.45	6.11	0.13	0.01	0.00	24.04	2.06	1.10	1.41	160.50	36.06	0.01	0.00
04	6.29	0.51	5.98	0.87	0.01	0.00	21.75	1.05	4.80	4.81	135.24	189.17	0.00	0.00
05	6.795	0.13	7.57	0.11	0.04	0.00	21.81	0.72	1.70	1.41	199.00	25.46	0.44	0.59
06	7.225	0.25	7.82	2.55	0.05	0.01	21.33	1.32	5.80	3.68	178.50	6.36	0.04	0.00
07	5.61	0.44	5.71	0.26	0.00	0.00	22.84	1.44	3.60	1.84	179.50	7.78	0.01	0.01
08	5.595	0.06	7.78	0.85	0.03	0.03	22.91	0.30	1.00	0.00	162.98	226.31	0.01	0.01
09	6.605	0.25	6.23	1.10	0.02	0.01	26.72	6.19	63.30	81.60	121.88	168.47	0.01	0.00
10	7.15	0.07	5.14	1.00	0.05	0.01	24.59	2.42	6.55	2.90	119.00	65.05	0.03	0.00
11	5.68	0.31	5.94	0.18	0.01	0.00	21.90	0.26	3.10	0.42	278.00	14.14	0.01	0.00
12	5.83	0.61	6.65	1.12	0.03	0.04	22.85	1.75	5.25	2.19	237.50	79.90	0.00	0.00
13	5.41	0.49	5.32	0.08	0.04	0.03	23.62	0.42	19.70	8.77	296.50	89.80	0.01	0.00
14	5.455	1.28	5.60	0.10	0.05	0.01	22.83	0.95	4.25	5.30	82.58	112.32	0.02	0.01