

## **Diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no reservatório de Volta Grande, Bacia do Baixo Rio Grande**

**Diversity of the benthic macroinvertebrates community in the Volta Grande reservoir, Lower Rio Grande Basin**

**Diversidad de la comunidad de macroinvertebrados benónicos en el embalse Volta Grande, Cuenca del Bajo Río Grande**

Recebido: 11/05/2022 | Revisado: 20/05/2022 | Aceito: 27/05/2022 | Publicado: 03/06/2022

**Paulo Ricardo da Silva Camargo**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2089-4905>  
Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Brasil  
E-mail: ricarduber@hotmail.com

**Newton Pimentel Ulhôa Barbosa**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5040-9566>  
Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil  
E-mail: newtonulhoa@gmail.com

**Antônio Valadão Cardoso**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0225-5157>  
Universidade Estadual Minas Gerais, Brasil  
E-mail: avcardoso2007@gmail.com

**Paulo Santos Assis**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0874-4162>  
Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil  
E-mail: assis@ufop.edu.br

**Afonso Pelli**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8279-2221>  
Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Brasil  
E-mail: afonso.pelli@uftm.edu.br

### **Resumo**

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos é composta por alguns organismos mais sensíveis e outros mais resistentes as mudanças ambientais. Nesse sentido, são utilizados como bioindicador. O presente trabalho teve como objetivo verificar a diversidade de espécies local (diversidade alfa) da comunidade de macroinvertebrados em dois trechos da Bacia do Baixo Rio Grande com composição de substrato distintos. O estudo ocorreu em dois pontos da Bacia do Baixo Rio Grande. No ponto 1 foram coletadas amostras de sedimentos ao longo de doze meses, onde foram calculados o índice de diversidade dos parâmetros riqueza (S), abundância, dominância, diversidade de Shannon-Wiener (H'), diversidade de Simpson (D') e equitabilidade (J) e por meio da análise não paramétrica Kruskal-Wallis foram comparados entre todos os meses do ano e também estação chuvosa e de estiagem. No ponto 2 foram coletados substratos artificiais e foram calculados os índices de diversidade, compreendendo também as estações chuvosas e de estiagem. No ponto 1 não houve diferença significativa entre as estações chuvosas e de estiagem, mas apresentou diferenças entre a abundância e equitabilidade entre todos os meses amostrados. No ponto 2 foi evidenciado que o valores dos índices de diversidades se apresentaram maiores nos meses de estiagem. Em síntese, foi inferido que as comunidades bentônicas podem estar sob o reflexo da homogeneização ambiental resultantes das atividades antrópicas. Portanto, esses índices de diversidades podem ser uma ferramenta adequada para compreender o ambiente, e assim fomentar decisões mitigadoras em prol da conservação das espécies mais assertivas

**Palavras-chave:** Interações ecológicas; Índice de diversidade; Zoobentos.

### **Abstract**

The benthic macroinvertebrate community is composed of some organisms that are more sensitive and others more resistant to environmental changes. In this sense, they are used as a bioindicator. The present work aimed to verify the local species diversity (alpha diversity) of the macroinvertebrate community in two stretches of the Lower Rio Grande Basin with distinct substrate composition. The study was carried out at two sites on the Rio Grande. At point 1, sediment samples were collected over a period of twelve months, where the diversity index of the parameters richness (S), abundance, dominance, Shannon-Wiener diversity (H'), Simpson diversity (D') and equitability (J) were calculated and through the non-parametric Kruskal-Wallis analysis were compared between all the months of the year, as well as the rainy and dry seasons. At point 2, artificial objects were calculated and diversity indices were

calculated, also including the rainy and estimation seasons. In point 1 there was no significant difference between the rainy and dry seasons, but there were differences in abundance and evenness between all months sampled. In point 2 it was evident that the diversity index values were higher during the dry season. In summary, it was inferred that the benthic communities may be under the reflex of environmental homogenization resulting from anthropic activities. Therefore, these diversity indices can be an adequate tool to understand the environment, and thus promote more assertive mitigation decisions in favor of the conservation of species.

**Keywords:** Ecological interactions; Diversity index; Zoobenthos.

### Resumen

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos está compuesta por unos organismos más sensibles y otros más resistentes a los cambios ambientales. En este sentido, se utilizan como bioindicador. El presente trabajo tuvo como objetivo verificar la diversidad de especies locales (diversidad alfa) de la comunidad de macroinvertebrados en dos tramos de la cuenca del Baixo Rio Grande con diferente composición de sustrato. El estudio se llevó a cabo en dos puntos de la cuenca del Baixo Rio Grande. En el punto 1 se colectaron muestras de sedimentos lo largo de doce meses, donde el índice de diversidad de los parámetros riqueza (S), abundancia, dominancia, diversidad de Shannon-Wiener (H'), diversidad de Simpson (D') y equitatividad (J) y mediante a comparación análisis no paramétricos de Kruskal-Wallis entre todos los meses del año y también las estaciones lluviosa y seca. En el punto 2 se calcularon los objetos artificiales y se calcularon los índices de diversidad, incluyendo además las épocas de lluvia y de estimación. En el punto 1 no hubo diferencia significativa entre las estaciones lluviosa y seca, pero sí entre abundancia y uniformidad entre todos los meses muestreados. En el punto 2 se evidenció que los valores de los índices de diversidad fueron mayores en los meses secos. En resumen, se infirió que las comunidades bentónicas pueden estar bajo el reflejo de la homogeneización ambiental producto de las actividades antrópicas. Por tanto, estos índices de diversidad pueden ser una herramienta adecuada para entender el medio ambiente, y así promover decisiones mitigadoras a favor de la conservación de las especies más asertivas.

**Palabras clave:** Interacciones ecológicas; Índice de diversidad; Zoobentos.

## 1. Introdução

Os macroinvertebrados bentônicos habitam substratos de fundo de ambientes aquáticos (Cummins, 1996; Fransozo & Fransozo, 2017; Brusca et al., 2018). Esses organismos podem ser vistos a olho nu, apresentam um tamanho corporal que variam de milímetros a centímetros (Hamada et al., 2014). São representados por organismos de distintos grupos taxonômicos como crustáceos, anelídeos moluscos e hexápodes (Merrit & Cummins, 1998; Mugnai et al., 2012; Triplehorn & Johnson, 2015).

Os macroinvertebrados são compostos por organismos sensíveis a mudanças ambientais como Ephemérotos; Trichópteros e Plecópteros denominados de EPT e por organismos mais resistentes (Hamada et al., 2014). Os Organismos mais resistentes ocupam ambientes com maior grau de impacto antrópico como é o exemplo das larvas de dípteros, mais especificamente a família Chironomidae (Camargo et al., 2019). Nesse sentido, esses invertebrados são utilizados como ferramenta de biomonitoramento ambiental (Souza et al., 2014; Laini et al., 2018; Mellado-Díaz et al., 2019).

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos importantes para a manutenção dos sistemas aquáticos por meio de biorrevolvimento do sedimento; fragmentação e decomposição de material orgânico; realizando dessa maneira a ciclagem de nutrientes, além de ser fonte alimentar da cadeia trófica de outros organismos (Schmera et al., 2015).

No entanto, as atividades antrópicas influenciam a composição estrutural e distribuição das comunidades de macroinvertebrados (Souza et al., 2013; Camargo et al., 2019), podendo levar a diversidade ecológica local ao declínio. A diversidade de espécies local foi denominada por Whittaker (1960) de diversidade Alfa ( $\alpha$ ).

O conceito de diversidade com viés em comunidades biológicas foi introduzido por Fisher et al., (1943). Esse conceito leva em consideração dois parâmetros, a riqueza (S), que é o número de espécie propriamente dita, presente em um determinado local ou amostra, e a abundância relativa, que compreende o número de indivíduos representantes de uma determinada categoria taxonômica (Pianka, 1994; Moreno, 2001).

A diversidade de espécie é utilizada para caracterizar as comunidades biológicas e ecossistemas (Dejong, 1975). Para avaliar a diversidade de espécie foram criados alguns índices, sendo os índices de Shannon-Wiener (H') e Simpson (D') os mais

utilizados (Whittaker, 1960; Rezende et al, 2019). O índice de Shannon-Wiener (H') baseia no quão difícil seria prever corretamente a espécie do próximo indivíduo a ser coletado, ou seja, é uma medida da quantidade de incerteza presente na amostra, quanto maior o valor do índice de Shannon-Wiener (H'), maior a incerteza e maior a diversidade de espécies (H mais próximo de 1). Esse índice é calculado por meio da fórmula  $H' = - \sum_{i=1}^s (p_i \cdot \ln p_i)$ ; onde  $p_i$ : frequência de cada espécie, para  $i$  variando de 1 a S (Riqueza) (Shannon & Weaver, 1949; Dejong, 1975). O índice de Shannon-Wiener (H') dá um peso maior para as espécies raras no local ou amostra.

Já o índice de Simpson (D') enfatiza o componente de dominância da diversidade, onde expressa a probabilidade de que dois organismos amostrados aleatoriamente de um determinado local ou amostra sejam da mesma espécie (Magurran, 1988). Os valores variam de 0 a 1, quanto mais distante de zero, maior a probabilidade de os indivíduos serem da mesma espécie, isto é, maior a dominância e conseqüentemente menor a diversidade (Simpson, 1949). Para o cálculo, utiliza-se a fórmula  $\lambda = \frac{1}{\sum_{i=1}^s p_i^2}$ ; onde  $p_i$ : proporção de cada espécie, para  $i$  variando de 1 a S (Riqueza), e  $p_i$ : frequência da espécie  $i$ .

Conhecer a diversidade local é o primeiro passo para a conservação das comunidades biológicas, sendo esses dois índices ferramentas adequadas para tal (Ricotta, 2005). Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo verificar a diversidade de espécies local (diversidade alfa) da comunidade de macroinvertebrados em dois trechos da Bacia do Baixo Rio Grande.

## 2. Metodologia

### Amostragens

#### *Comunidades macrobentônicas nos sedimentos*

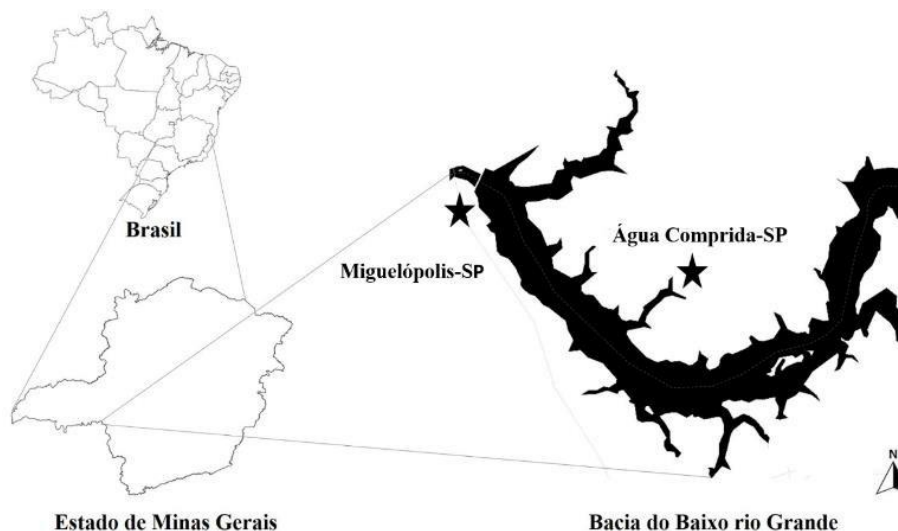
O trabalho foi desenvolvido de janeiro a dezembro de 2021 em um trecho da Bacia do Baixo do Rio Grande (Figura 1); sendo realizadas amostras mensais. O ponto de coleta do sedimento *in natura* está localizado no município de Água Comprida-MG. Para as amostragens das comunidades macrobentônicas nos sedimentos foi realizado um quadrante na margem de 100 m<sup>2</sup> e realizadas 5 amostras aleatórias de sedimentos nesse espaço. A profundidade do local não ultrapassa 60 cm. Os sedimentos foram coletados com concha de mão com um raio de 7 cm (método dipping). Cada amostra foi acondicionada em sacos plásticos com 50 ml de paraformaldeído 34% e transportados ao laboratório.

Em laboratório, os sedimentos e substratos artificiais foram lavados em tamises de 2, 1 e 0,5 mm. Em seguida o material foi transferido a placas de petri e submetido ao estereomicroscópio Bel Photonics com magnificação máxima de 100 X. A identificação dos moluscos ocorreu a nível de espécies, de acordo com Mansur et al., 2012. Crustáceo e demais representantes macrobentônicos foram identificados a nível de família; sendo identificados conforme Mugnai et al., (2012), Merrit e Cummins (1998).

#### *Comunidade macrobentônicas nos substratos artificiais*

Foram instalados doze substratos artificiais (tijolos de cerâmica com 6 furos) 19 cm x13 cm, em profundidade de 60 cm aproximadamente e foram retirados um por mês. O substrato artificial foi acondicionado em saco plástico, com 50 ml de paraformaldeído 34% e transportado ao laboratório. As instalações dos tijolos ocorreram um mês antes do início da pesquisa. A triagem e identificação taxonômica ocorreu nos mesmo moldes que a amostragens das comunidades macrobentônicas nos sedimentos.

**Figura 1:** Bacia do Baixo Rio Grande. A estrela em preto refere-se aos locais das amostragens das comunidades biológicas.



Fonte: Autores.

### Caracterização ambiental

O Ponto 1 se encontra em uma propriedade rural privada no município de Água Comprida-MG. O local apresenta atividade agropecuária e avicultura e com forte presença de monocultura como cana-de-açúcar. Localizado nas coordenadas 20°05'33" S e 48°06'18" W. O ponto localiza-se em um braço da margem direita do Rio Grande, com ausência de mata ciliar nativa, sendo a vegetação ocupada por árvores frutíferas (*Mangifera indica* e *Morus nigra*) e algumas palmáceas. Observa-se a presença de casas e currais a 50 m do Rio Grande. O local ainda é utilizado como área de lazer nos finais de semana. A região é predominantemente composta por leito arenoso.

O Ponto 2 está localizado a 1.500 metros da Usina de Volta Grande no município de Miguelópolis-SP. Está aproximadamente a 2 km da rodovia SP-413 nas coordenadas 20°02'57" S e 48°13'12" W. O local de estudo se encontra na margem esquerda de um trecho do Rio Grande (Figura 3). O local apresenta vestígios de atividades humanas como acampamentos. A região litorânea apresenta o leito com o solo vermelho (óxido de ferro) mais sedimentado com ausência de areia com uma profundidade de 60 cm. Foi observada a presença de milhares de mexilhões aderidos ao próprio leito e em algumas rochas. Embora a região seja ocupada por cana-de-açúcar, uma estreita mata ciliar margeia o reservatório.

### Tratamento dos dados

#### Comunidade macrobentônicas nos sedimentos

A análise de diversidade da comunidade biológica ocorreu em dois blocos analíticos, (1): comparação de todos os períodos de coletas (janeiro a dezembro), (2): comparação entre o período chuvoso e de estiagem. O regime de chuva compreende os meses de outubro a março.

Foi montada uma matriz no *software* PAST® (Hammer et al., 2001) sendo calculados riqueza (S), abundância, dominância, diversidade de Shannon-Wiener (H'), diversidade de Simpson (D') e equitabilidade (J) para cada mês. Em posse dos resultados dos índices de diversidade foram realizados testes de normalidade de Shapiro-Wilk para todos os parâmetros. Os dados não atingiram uma distribuição normal, exceto para diversidade de Shannon-Wiener (H'). Após, foi realizada uma análise comparativa não paramétrica por meio do teste Kruskal-Wallis. Já para o parâmetro de diversidade de Shannon-Wiener (H'), foi utilizada análise comparativa paramétrica (ANOVA). Os testes normalidade de Shapiro-Wilker e análises comparativas paramétricas e não paramétricas foram realizadas no *software* Statistica 7 (Statsoft, 2005).

### Comunidade macrobentônica nos substratos artificiais

Para os organismos amostrados nos substratos artificiais foram calculados os índices de diversidades dos seguintes parâmetros: riqueza (S), abundância, dominância, diversidade de Shannon-Wiener (H'), diversidade de Simpson (D') e equitabilidade (J). Para essa etapa também foi utilizado o *software* PAST® (Hammer et al., 2001).

## 3. Resultados

### Comunidade macrobentônicas nos sedimentos

Nas amostras de sedimentos foram identificados no total de 3.828 organismos, distribuídos em 6 Classes; 8 Ordens e 9 Famílias. Não foi possível chegar a nível de Ordem/Família os representantes das Classes Clitellata e Nematoda. Os organismos mais abundantes foram os representantes da Classe Clitellata com 2.401 exemplares (62,72%), Chironomidae com 663 representantes 17,32%), Corbiculidae com 398 indivíduos representada pela espécie *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (10,40%), Thiaridae representada pelo *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) com 200 indivíduos (5,22%) e Mytilidae representado pelo *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) com 141 exemplares (3,68%). Os menos abundantes foram Gomphidae com 6 representantes (0,16%), Pyralidae com 5 organismos (0,13%), Ampullaridae com 2 indivíduos (0,05%), Elmidae e Palaemonidae: *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) com 1 organismo cada (0,03%) (Tabela 1).

O primeiro bloco analítico não exibiu diferença significativa ( $p > 0,05$ ) dos parâmetros analisados (riqueza (S) ( $p = 0,3730$ ), dominância ( $p = 0,0657$ ), diversidade de Shannon-Wiener (H') ( $p = 0,1779$ ), diversidade de Simpson (D') ( $p = 0,0657$ ). Em contrapartida, houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para os parâmetros de abundância ( $p = 0,0129$ ) e equitabilidade (J) ( $p = 0,0138$ ) (Figuras 2 e 3). O segundo bloco analítico refere-se à estação chuvosa e seca não exibiram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) para todos os parâmetros analisados (riqueza (S) ( $p = 0,0929$ ), abundância ( $p = 0,0678$ ), dominância ( $p = 0,2198$ ), diversidade de Shannon-Wiener (H') ( $p = 0,3044$ ), diversidade de Simpson (D') ( $p = 0,2198$ ) e equitabilidade (J) ( $p = 0,3366$ ).

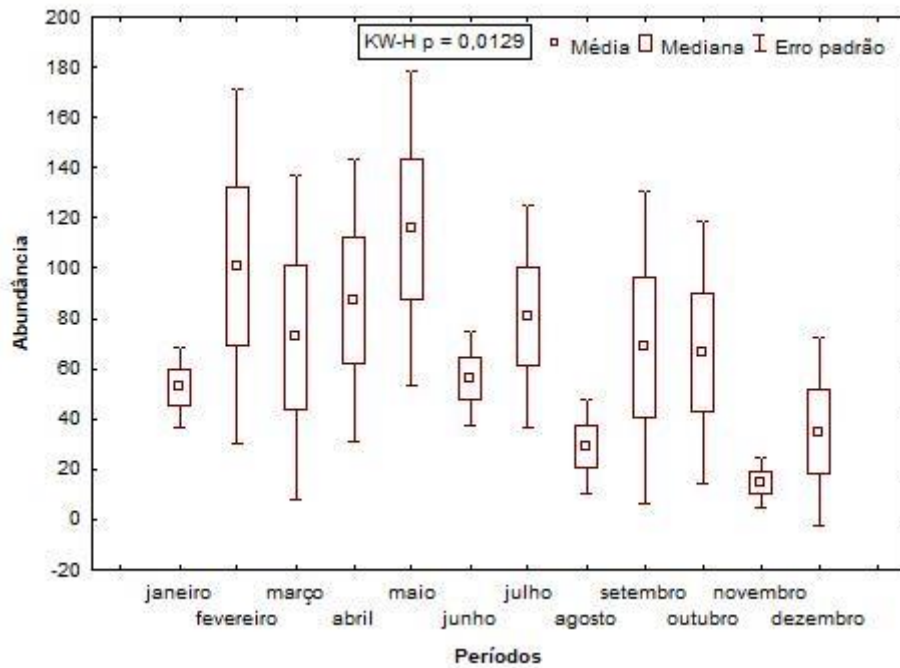
**Tabela 1:** Resultados de densidade, obtidos na análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nas estações de amostragem de janeiro a dezembro de 2021 (Ponto 1 – Água Comprida-MG).

Períodos	Taxa	Amostragens							
		Classe	Ordem	Família	I	II	III	IV	V
janeiro	Nematoda	-	-	-	-	1	1	1	
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	11	7	8	6	7	
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	-	-	1	-	-	
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	2	3	5	-	-	
	Clitellata	-	-	43	56	46	24	28	
	Insecta	Odonata	Gomphidae	1	-	1	1	-	
fevereiro	Insecta	Diptera	Chironomidae	3	4	-	2	2	
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	29	4	4	38	16	
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	-	-	-	-	1	
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	6	-	-	8	1	
	Clitellata	-	-	58	15	178	95	10	
	Insecta	Odonata	Gomphidae					1	
março	Insecta	Diptera	Chironomidae	1	10	3	19	7	
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	7	-	5	6	13	
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	-	-	1	1	4	
	Gastropoda	Caenogastropoda	Ampullaridae	-	-	-	-	1	
	Clitellata	-	-	109	160	15	12	8	
	Insecta	Diptera	Chironomidae	-	5	3	4	9	
abril	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	25	5	1	3	1	
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	3	1	1	14	8	
	Clitellata	-	-	58	10	155	35	27	
	Insecta	Diptera	Chironomidae	38	22	11	5	13	
maio	Nematoda	-	-	-	3	-	-	-	
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	3	-	8	25	4	
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae			-	1	-	

	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	1	-	4	4	1
	Gastropoda	Caenogastropoda	Ampullaridae	-	1	-	-	-
	Clitellata	-	-	12	111	79	77	75
	Insecta	Odonata	Gomphidae	-	-	-	1	-
	Insecta	Diptera	Chironomidae	22	62	-	75	10
junho	Nematoda	-	-	3	-	-	1	-
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	5	6	7	4	5
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	19	5	7	6	4
	Clitellata	-	-	24	51	9	20	10
	Insecta	Diptera	Chironomidae	30	4	21	26	14
julho	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	1	12	6	10	2
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	2	3	1	5	6
	Clitellata	-	-	121	68	22	88	15
	Insecta	Odonata	Gomphidae	-	1	-	-	-
	Insecta	Diptera	Chironomidae	4	15	4	8	12
agosto	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	7	3	3	3	16
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	9	5	1	1	4
	Clitellata	-	-	6	6	9	7	11
	Insecta	Diptera	Chironomidae	3	1	25	-	26
setembro	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	5	-	5	2	-
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	1	-	3	1	28
	Clitellata	-	-	10	11	55	29	90
	Insecta	Diptera	Chironomidae	6	18	4	18	57
outubro	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	4	-	4	3	1
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	-	-	-	-	131
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	2	3	1	-	5
	Clitellata	-	-	83	26	22	26	4
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	-	-	-	-	1
	Insecta	Coleoptera	Elmidae	-	-	-	-	1
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	-	-	-	-	5
	Insecta	Diptera	Chironomidae	1	2	-	7	-
novembro	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	3	4	4	1	10
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	-	1	-	-	3
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	-	-	-	2	5
	Clitellata	-	-	4	15	5	2	10
	Insecta	Diptera	Chironomidae	-	-	1	2	2
dezembro	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	3	3	-	11	9
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	1	1	-	1	-
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	1	-	-	2	-
	Clitellata	-	-	14	12	4	8	8
	Insecta	Diptera	Chironomidae	6	1	2	5	8

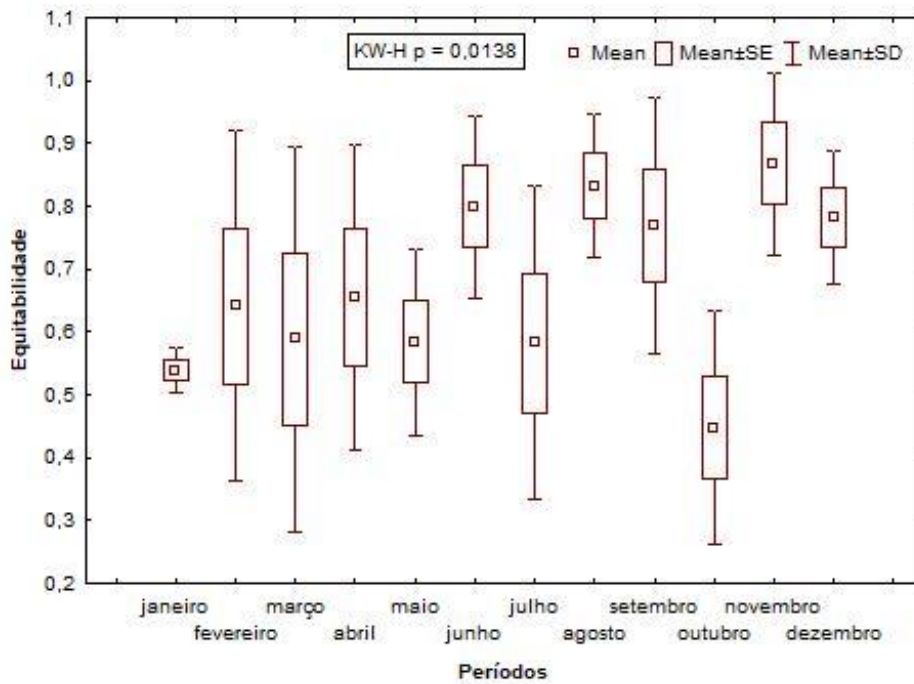
Fonte: Autores.

**Figura 2:** Comparação do parâmetro abundância entre todos os períodos demonstrou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) por meio do teste de Kruskal-Wallis (Ponto 1- Água Comprida-MG).



Fonte: Autores.

**Figura 3:** Comparação do parâmetro equitabilidade entre todos os períodos demonstraram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) por meio do teste de Kruskal-Wallis (Ponto 1- Água Comprida-MG).



Fonte: Autores.

**Comunidade macrobentônica nos substratos artificiais**

Foram identificados cerca de 1440 indivíduos, distribuídos em 8 classes; 11 ordens e 15 famílias. Mytilidae, representada pelo *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) exibiu a maior abundância com 710 exemplares (49,31%). Em seguida Thiaridae, representada pelo *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) com 193 exemplares (13,40%), Chironomidae com 170 exemplares (11,81%), Corbiculidae, representada pelo *Corbiculida fluminea* (Müller, 1774) demonstrou com 143 exemplares (9,93%). Os grupos menos abundantes foram Clitellata com 107 exemplares (7,43%), Pyralidae com 41 exemplares (2,85%), Physidae com 22 exemplares (1,53%), Palaemonidae, representada por *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) com 15 exemplares (1,04%), Planorbidae com 10 exemplares (0,69%), Baetidae com 9 exemplares (0,63%), Ceratopogonidae com 6 exemplares (0,42%), Ampullaridae representada pela *Pomacea canaliculata*, Ancyliidae e Hirudinidae com 3 exemplares cada (0,21%), Leptohiphidae e Elmidae com 2 exemplares cada (0,14%) e Ostracoda com apenas um exemplar (0,07%), Ostracoda e Elmidae foram táxons com menor abundância de indivíduos, com apenas 1 representante (Tabela 2).

O índice de diversidade exibiu a maior riqueza (S) nos meses de março, junho, julho e setembro, com exceção de março todos os demais meses contemplam a estação de estiagem. O índice de abundância foi em julho seguido do mês de agosto, compreendendo os meses estiagem

A maior dominância foi observada em outubro, seguido de novembro e dezembro, (estação chuvosa), no entanto, o mês de agosto (estiagem) exibiu a segunda maior dominância. A maior diversidade de Shannon-Wiener (H') foi evidenciada nos meses de junho, mas os meses março, maio, janeiro e fevereiro também foram bem representativos, esses resultados estão atrelados à sensibilidade do índice por grupos menos comum na amostra. Um exemplo disso é o mês de janeiro que obteve 39 indivíduos enquanto fevereiro obteve 131, mas a diversidade de Shannon foi maior em janeiro, isso ocorre pela presença de espécies raras, neste caso, grupo bentônico que se repete menos na amostra, dando assim maior peso na análise.

A maior diversidade de Simpson (D') foi exibida em maio e junho ambos meses de estiagem. A maior equitabilidade (J) ocorreu no mês de maio (estiagem) e a segunda maior equitabilidade foi exibida em janeiro (chuvoso), a equitabilidade é influenciada pelos organismos abundantes, quanto menor a abundância de determinados grupos, mais uniforme se torna a distribuição dos grupos na amostra (Tabela 2).

**Tabela 2:** Resultados de densidade dos organismos amostrados no substrato artificial em de janeiro a junho de 2021 (Ponto 2 – Miguelópolis-SP).

Períodos	Taxa			Quantidade
	Classe	Ordem	Família	
janeiro	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	7
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	5
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	8
	Clitellata	-	-	2
	Insecta	Diptera	Chironomidae	15
	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	2
fevereiro	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	56
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	7
	Clitellata			17
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	3
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	11
março	Insecta	Diptera	Chironomidae	34
	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	2
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	25
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	15
	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	1
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	2



	Clitellata	-	-	2
	Ostracoda	-	-	1
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	1
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	2
	Insecta	Diptera	Chironomidae	5
	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	2
abril	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	1
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	19
	Gastropoda	Caenogastropoda	Ampullaridae	2
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	2
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	4
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	4
	Insecta	Diptera	Chironomidae	2
maio	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	12
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	24
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	16
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	3
	Clitellata	-	-	3
	Insecta	Diptera	Chironomidae	15
junho	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	12
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	47
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	22
	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	4
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	8
	Hirudinea	Rynchobdellida	Hirudinidae	1
	Clitellata	-	-	26
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	3
	Insecta	Diptera	Chironomidae	28
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	1
	Insecta	Coleoptera	Elmidae	1
julho	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	53
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	146
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	35
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	5
	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	3
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae*	6
	Clitellata	-	-	6
	Insecta	Ephemeroptera	Leptohiphidae	2
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	8
	Insecta	Diptera	Chironomidae	4
agosto	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	6
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	131
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	28
	Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	3
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	2
	Clitellata	-	-	14
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	9
	Insecta	Diptera	Chironomidae	6
setembro	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	10
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	91
	Gastropoda	Mesogastropoda	Ampullariidae	1
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	34
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	1
	Clitellata	-	-	5
	Hirudinea	Rynchobdellida	Hirudinidae	1
	Crustacea	Decapoda	Palaemonidae*	1
	Insecta	Diptera	Chironomidae	53

	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	1
outubro	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	1
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	131
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	5
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	1
	Clitellata	-	-	5
	Crustacea	Decapoda	Palaemonidae	1
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	5
	Insecta	Coleoptera	Elmidae	1
novembro	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	3
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	38
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	3
	Clitellata	-	-	15
	Hirudinea	Rhynchobdellida	Hirudinidae	1
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1
	Insecta	Diptera	Chironomidae	6
dezembro	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	6
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	7
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	40
	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	2
	Clitellata	-	-	12
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1
	Insecta	Diptera	Chironomidae	2

Fonte: Autores.

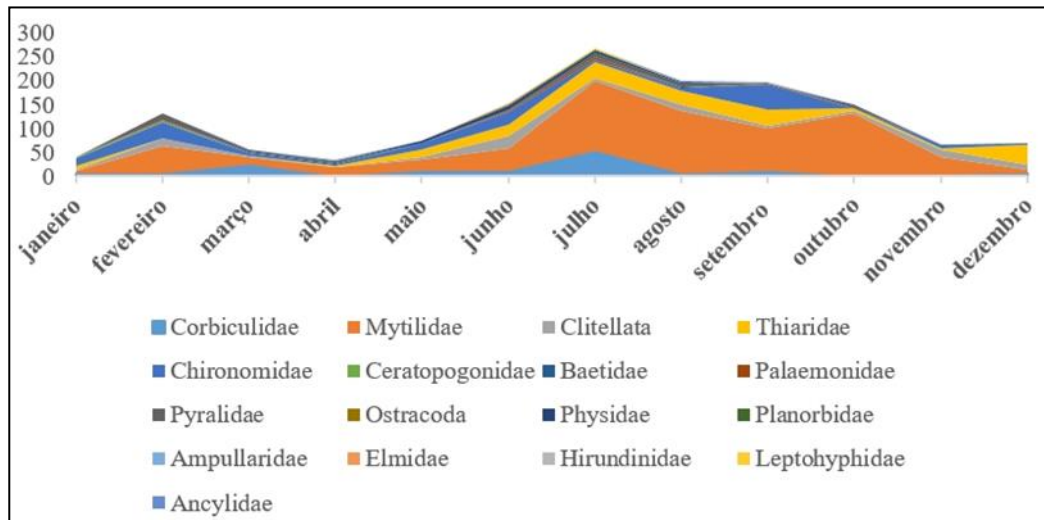
**Tabela 3:** Índices de diversidade dos organismos amostrados no substrato artificial em Miguelópolis-SP de janeiro a dezembro de 2021 e seus respectivos meses e parâmetros amostrados. S.= Riqueza, Abun = Abundância, Dom. = Dominância, Div. Shan. = Diversidade de Shannon- Winner, Div. Simp. = Diversidade de Simpson e Equi. = Equitabilidade. Faixa em cinza refere-se à estação de estiagem.

Períodos	S	Abun.	Domi.	Div. Shan.	Div. Simp.	Equi.
janeiro	6	39	0,2439	1,569	0,7561	0,8755
fevereiro	8	131	0,2777	1,530	0,7223	0,7360
março	11	57	0,2755	1,680	0,7245	0,7007
abril	7	34	0,3512	1,432	0,6488	0,7361
maio	6	73	0,2287	1,583	0,7713	0,8833
junho	11	153	0,1875	1,878	0,8125	0,7833
julho	10	268	0,3556	1,416	0,6444	0,6150
agosto	9	200	0,4577	1,224	0,5423	0,5571
setembro	10	198	0,3157	1,390	0,6843	0,6036
outubro	8	150	0,7662	0,592	0,2338	0,2847
novembro	7	67	0,3843	1,276	0,6157	0,6560
dezembro	7	70	0,3751	1,327	0,6249	0,6818

Fonte: Autores.

Como observado na (Figura 4) as quatro maiores abundâncias na composição da comunidade nos substratos artificiais ao longo de doze meses são representadas por famílias de moluscos exóticos invasores. Com destaque para Mytilidae representada pela espécie *L. fortunei*.

**Figura 4:** Composição da comunidade macrobentônica em substrato artificial ao longo de doze meses (Ponto 2- Miguelópolis - SP).



#### 4. Discussão

O Ponto 1 (Água Comprida-MG) evidenciou que a composição das comunidades macrobentônicas nos sedimentos podem estar sob influência das atividades antrópicas. Um exemplo disso é a falta de mata ciliar no local de estudo. Um dos efeitos negativos causados pela ausência de mata ciliar é a deficiência na entrada de nutrientes alóctones, que consequentemente reflete na composição das comunidades de bentos (Castro et al., 2017; Dala-corte et al., 2020; Riis et al., 2020; Firmiano et al., 2021). Nesse sentido, a ausência de mata ciliar se torna um filtro ambiental (Castro et al., 2018). Esse apontamento pode explicar a ausência de organismos fragmentadores e abundância de organismos detritívoros como Clitellata e coletores como os Chironomídeos, sendo esses dois grupos os mais abundantes entre a comunidade amostrada (Tabela 1). Pressão antrópica favorece a restrição de alguns táxons e abundância de outros (Li et al., 2019).

Além disso, as invasões biológicas podem influenciar na composição da biota nativa, pois alguns trabalhos demonstram que a presença de espécie exótica invasora pode acarretar em um declínio da biodiversidade local (Thomaz et al., 2018; Reid et al., 2019). Levando isso em consideração, pode ser que a presença das espécies exóticas como *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774), *Corbicula flumínea* (Müller, 1774) e *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) estejam atuando na composição bentônica do ponto amostrado.

Neste seguimento, Linares, Marcos e Marques (2017) realizaram um estudo na mesma área geográfica do presente trabalho (Reservatório de Volta Grande) onde foi evidenciado que a presença de moluscos invasores como *M. tuberculata*, *C. flumínea* e *L. fortunei* alterou a composição taxonômica das comunidades de macroinvertebrados e ainda aumentou a complexidade das interações ecológicas. Ademais, nesse estudo, pode-se observar que os moluscos exóticos condicionaram no estabelecimento de alguns grupos de macroinvertebrados como Clitellata, Hirudínea, Chironomidae, Nematoda e Crustáceos (Linares et al., 2017; Duchini et al., 2018). Nesse contexto, os resultados aqui evidenciados apresentam algumas proximidades com a dos autores, Clitella (62,72%) e Chironomidae (17,32%) que foram os grupos mais representativos (Tabela 1).

Tendo em vista que as interações ecológicas é uma rede complexa de conexões e relações entre o meio biótico e abiótico (Releya & Ricklefs, 2021), possa ser que as espécies de moluscos exóticos *M. tuberculata*, *C. flumínea* e *L. fortunei* tenham participação na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Em relação ao índice de diversidade local, a diferença significativa ( $p < 0,05$ ) do parâmetro de abundância entre os períodos amostrados podem estar sendo influenciados pelo número elevado de anelídeos representados pela classe Clitellata.

Esses anelídeos correspondem mais da metade dos organismos que compõem a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (Tabela 1).

Outro parâmetro que exibiu diferença significativa ( $p < 0,05$ ) foi a equitabilidade (J), ou seja, houve diferenças na uniformidade da distribuição dos organismos entre os meses de janeiro a dezembro de 2021. Esse caso pode estar associado com as discrepâncias quantitativas entre os grupos com maior representatividade como anelídeos que foram coletados em todos os meses do ano e os grupos com menores representatividades como Paleamonidae e Elmidae, que foram coletados 1 indivíduo para cada família, apenas em outubro, refletindo assim na uniformidade da comunidade, ou melhor, na equitabilidade. A variação numérica temporal de um determinado grupo entre os meses amostrados também pode influenciar a uniformidade dos organismos. Um exemplo disso é presença de 356 anelídeos na amostra de fevereiro enquanto na amostra de novembro foram identificados apenas 39 indivíduos.

A homogeneidade ambiental pode ser uma variável que influenciou nesses resultados exibidos como a não variação temporal significativa ( $p > 0,05$ ) dos parâmetros de riqueza (S), dominância, diversidade de Shannon-Wiener (H') e diversidade de Simpson (D') entre os meses do ano. A homogeneização das comunidades aquáticas é uma resposta frente aos impactos antrópicos exercidos sob esse tipo de ecossistemas (Costa & Melo, 2007). O local do presente estudo apresenta característica de um ambiente homogêneo, sendo o leito do Rio arenoso, sem depressões, cavidades, substratos naturais como galhos e rochas. Desse modo, o local apresenta poucas possibilidades de microhabitats que poderia servir de fonte de refúgio ou obtenção de recursos tróficos.

De acordo com Shmida e Wilson (1985) a homogeneidade ambiental está relacionado com a distribuição espacial e coexistência dos organismos. Nesse sentido, a diferença significativa ( $p < 0,05$ ) dos parâmetros abundância e equitabilidade (J) também sofrem influência da homogeneidade ambiental (Figuras 1 e 2).

Outro indicativo que o local seja homogêneo, é a baixa representatividade do bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (3,68%) (Tabela 1) que velozmente vem aumentando a sua área de distribuição nas bacias hidrográficas brasileira como a do Rio Paraná, do Rio São Francisco e do Rio Grande no qual ocorreu esta pesquisa (CBHEI, 2022). A introdução do *L. fortunei* no Rio Grande ocorreu em 2011 (IBAMA, 2020). O *L. fortunei* são bivalves de hábito sésil na fase adulta que se anexam a qualquer tipo de substratos sólidos por meio de vários fios com placas fixadoras denominadas fios de bisso (Mansur et al., 2012). Há registro na literatura de 200 mil indivíduos de *L. fortunei* por  $m^2$  (Boltovskoy et al. 2006). Diante disso, a baixa representatividade desse molusco é mais um indicativo da homogeneidade ambiental do ponto amostrado.

O Ponto 2 (Miguelópolis- SP) exibiu uma maior abundância em determinados grupos, dos quatro grupos bentônicos mais abundantes no substrato artificial, três são moluscos exóticos invasores (*L. fortunei*, *C. fluminea* e *M. tuberculata*). Essa abundância pode estar relacionada com o sucesso adaptativo desses moluscos, já espécies exóticas podem sofrer menor pressão das interações ecológicas como a pressão parasitária que atua no tamanho populacional (Blackslee et al., 2013, Brian & Aldrige, 2020; Taskinen et al., 2021). Essas espécies de moluscos já apresentavam uma ampla distribuição no entorno do reservatório de Volta Grande desde 2012 (Linares et al., 2020). Além disso, a maior abundância do *L. fortunei* está atrelado à aspectos evolutivos, como a capacidade de se fixar em substratos por meio do bisso (conjunto de filamentos aderentes). O bisso é produzido a partir de glândulas situadas no pé do molusco (Boltovskoy, 2015).

A disponibilidade de substrato no ambiente é uma das variáveis que pode influenciar no estabelecimento do *L. fortunei*, como pode-se observar, ponto 2 exibiu uma abundância 6 vezes maior do mexilhão em comparação ao ponto 1, onde o leito era predominantemente arenoso.

A configuração do substrato artificial (tijolo) como fendas e orifícios podem ter contribuído para a colonização das comunidades bentônicas. Os substratos instalados se tornaram uma espécie de nicho vago. Segundo Elton (1927) nichos vagos

exercem pressão na composição estrutural das comunidades biológicas, as vezes tornando a composição trófica mais generalista e ocorrência de sobreposição de nichos ecológicos.

Esses apontamentos de Elton (1927) apresentam alguma similaridade com os resultados aqui levantados. Os grupos mais representativos no substrato artificial apresentaram hábitos tróficos semelhantes, como o *L. fortunei* e *C. fluminea* (Mansur et al., 2012), onde ambos são de hábito coletor-filtrador e Chironomidae que é coletor (Hamada et al., 2014).

No geral a estagiagem exibiu maiores valores nos índices de diversidade analisados, esse fato pode estar relacionado com estabilidade da multivariabilidade ambiental (Amo, 2020). Durante a estação chuvosa a energia gerada pela movimentação da água ocasionada pela precipitação e ação de ventos podem arrastar os organismos rio abaixo. Um estudo realizado no Ribeirão da Quinta por Ribeiro e Ueida (2005) demonstrou uma maior abundância de macroinvertebrados na estação de estiagem. As autoras sugerem que a maior estabilidade abiótica nesta estação foram os responsáveis por essa maior abundância quando comparado com a estação chuvosa. Ainda de acordo com a autoras

A presença de Ephemeropteras, representada pela família Baetidae, no entanto, com baixa representatividade (0,63%) pode apresentar relação com a mata ciliar. Esses insetos passam a maior parte de seu ciclo de vida em ambientes aquáticos, mas a sua reprodução ocorre em ambientes terrestres, ou seja, nas vegetações ao redor dos corpos hídricos (Triplehorn, 2015). Dessa maneira, a presença da mata ciliar, embora antropizada, ainda fornece condições, mesmo que diminutas para a manutenção desses organismos. Esses indicativos reforçam a homogeneização ambiental frente as atividades antropogênicas.

## 5. Considerações Finais

Em síntese, os resultados exibidos tanto para as comunidades de macroinvertebrados bentônicos nos sedimentos como nos substratos artificiais podem estar atrelados a homogeneização ambiental resultante das atividades antrópicas presente no entorno da Bacia hidrográfica. Além disso, para os organismos bentônicos nos sedimentos, não foi verificado influencia sazonal na composição da comunidade. Já para os macroinvertebrados nos substratos artificiais, foi evidenciado uma maior abundância na estação de estiagem. Portanto, esses índices de diversidades podem ser uma ferramenta adequada para compreender o ambiente, e assim fomentar decisões mitigadoras mais assertivas em prol da conservação das espécies. Importante ressaltar para futuros trabalhos a pertinência de ampliar os pontos amostrados no Rio Grande para ter uma melhor representatividade das comunidades biológicas ali presentes.

## Agradecimentos

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (UFTM). Ao Centro de Bioengenharia de Espécies Invasoras de Hidrelétricas (CBEIH). Ao projeto P&D GT604/ ANNEL/CEMIG pelo provimento de bolsa.

## Referências

- Amo, V. E., Ernandes-silva, J., Moi, D. A & Mormul, R. P. (2021). Hydrological connectivity drives the propagule pressure of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in a tropical river-floodplain system. *Hydrobiologia*, 1-12. 10.1007/s10750-021-04543-8.
- Boltovskoy, D., Correa, N., Cataldo, D. & Sylvester, F. (2006). Dispersion and ecological impact of the invasive fresh-water bivalve *Limnoperna fortunei* in the Rio de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions*, 8, 947–963. 10.1007/s10530-005-5107-z.
- Boltovskoy, D., Tell, G. & Dadon, R. (1995) Afinidad entre comunidades bentônicas de um ambiente lótico. In: Lopreto, E.C.; Tell, G. (Eds.). *Ecossistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio* (pp. 203-214) Argentina: Editora Sur.
- Boltovskoy, D. (Ed.). (2015). *Limnoperna fortunei: the ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel*. Springer. 10.1007/978-3-319-13494-9.
- Brian, J. I. & Aldridge, D. C. (2020). An Efficient Photograph-Based Quantitative Method for Assessing Castrating Trematode Parasites in Bivalve Molluscs. *Parasitology*, 147 (2), 1-22. 10.1017/S0031182020001213.

- Brusca, R. C., Moore, W. & Shuster, S. M. (2018). *Invertebrados*. (3a ed.), Guanabara Koogan.
- Camargo, P. R. S., Souza, F. & Buranello, P. A. A. (2019) Influência de impactos antrópicos na comunidade de macroinvertebrados na bacia do baixo rio Grande. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 12 (2) 643-662. 10.17765/2176-9168.2019v12n2p643-662. 10.1016/j.ecolind.2017.09.030.
- Castro, D. M. P., Dolédec, S. & Callisto, M. (2018) Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators*, 84, 573-582. 10.1016/j.ecolind.2017.09.030.
- Castro, D. M. P., Dolédec, S. & Callisto, M. (2017). Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. *Freshwater Biological*, 62 (8) 1472-1486. <https://doi.org/10.1111/fwb.12961>.
- Centro de Bioengenharia de Espécies Invasoras de Hidrelétricas. <https://base.cbeih.org/>.
- COSTA, S. S. & MELO, A. S. (2007). Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia*, 598, 131-138. DOI 10.1007/s10750-007-9145-7.
- Cummins, K. W. (1996) Invertebrates. p.75-91. In: PETTS, G. & CALOW, P.(EDS) *River Biota Diversity and Dynamics*. Oxford: Blackwell Science Ltd.
- Dala-corte, R. B., Melo, A. S., Siqueira, T., Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., Pes, A. M., Magalhães, A. L. B., Godoy, B. S., Leal, C. G., Monteiro-Júnior, C. S., Sternet, C., Castro, D. M. P., Macedo, D. R., Lima-Júnior, D. P., Gubiani, E. A., Massariol, F. C., Teresa, F. B., Becker, F. G., Souza, F. N., Valente-Neto, F., Souza, F. L., Salles, F. F., Brejão, G. L., Brito, J. G., Vitule, J. R. S., Simião- Ferreira, J., Dias-Silva, K., Albuquerque, L., Juen, L., Maltchik, Casatti, I., Montag, L., Rodrigues, M. E., Callisto, M., Nogueira, M. A. M., Santos, M. R., Hamada, N., Pamplin, P. A. Z., Pompeu, P. S., Leitão, R. P., Ruaro, R., Mariano, R., Couceiro, S. R. M., Abilhoa, V., Oliveira, V. C., Shimano, Y., Moretto, Y., Suárez, Y. R. & Roque, F. O. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, 57 (7) 1365-2664, 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>.
- Dejong, T. M. (1975). A comparison of three diversity indices based on their components of richness and evenness, *Oikos*, 26 (2) 222-227. <https://doi.org/10.2307/3543712>.
- Duchini, D., Boltovskoy, D. & Sylvester, F. (2018). The invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in South America: multiannual changes in its predation an effects on associated benthic invertebrates. *Hydrobiologia*, 817 (1) 431-446. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3561-8>.
- Elton, C. (1927). *Animal ecology*, New York: The Macmillan Company.
- Firmiano, K. R., Castro, D. M. P., Linares, M. S. & Callisto, M (2021). Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. *Science of the Total Environment*, 753, 1-10. 10.1016/j.scitotenv.2020.141865.
- Fisher, R. A., Corbet, A. S., Williams, C. B. (1943) The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal Animal Ecology*, 12, 42-58. <https://doi.org/10.2307/1411>.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4 (4) 379-391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>.
- Hamada, N., Nessimian, J. L. & Querino, R. B. (2014). *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA.
- Hammer, O.; Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4, 1- 9. [https://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/past.pdf](https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf).
- Lainia, A., Bolpagnia, R., Cancellario, A. T., Guareschib, S., Racchetti, E. & Viaroli, P. (2018). Testing the response of macroinvertebrate communities and biomonitoring indices under multiple stressors in a lowland regulated river. *Ecological Indicator*, 90, 47-53, 10.1016/j.ecolind.2018.02.051.
- Li, Z., Wang, J., Liu, Z., Meng, X., Heino, J., Jiang, X., Xiong, X., Jiang, X. & Xie, Z. (2019). Different responses of taxonomic and functional structures of stream macroinvertebrate communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot. *Science of the Total Environment*, v. 655, 1288-1300. 10.1016/j.scitotenv.2018.11.222
- Linares, M. S., Callisto, M., Marques, J. C. (2017). Invasive bivalves increase benthic communities' complexity in neotropical reservoirs. *Ecological Indicators*, 75, 279-285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.046>.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurements*. Princeton: University Press
- Mansur, M. C. D., Santos, C. P., Pereira, D., PAZ, I. C. P., Zurita, M. L. L., Rodriguez, M. T. R., Nehrke, M. V. & Bergonci, P. E. A. (2012). *Moluscos Límnicos Invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle*. Porto Alegre: Redes Editora.
- Mellado-Díaz, A., Sánchez-González, J. R., Guareschi, S., Magdaleno, F. & VELASCO, M. T. (2019). Exploring longitudinal trends and recovery gradients in Macroinvertebrate communities and biomonitoring tools along regulated rivers. *Science the total Environment*, 695, 1-12. 10.1016/j.scitotenv.2019.133774.
- Merrit, R. W. & Cummins, K. W. *An introduction to the aquatic insects of North America*. (1998). (3a ed.), Dubuque: Kendoll Hunt.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (2020). *Diagnóstico sobre a invasão do Mexilhão-Dourado (Limnoperna fortunei) no Brasil*. Brasília: IBAMA.
- Moreno, C.E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza.
- Mugnai, R., Nessimian, J. L., Baptista, D. F. (2010). *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Technical Books.

- Pianka, E. R. (1994). *Evolutionary Ecology*. (5a ed.), Harper Collins.
- Relyea, R., Ricklefs, R. E. (2021). *A Economia da Natureza*. (8a ed.), Guanabara Koogan, 2021.
- Rezende, R. S., Biasi, C., Hepp, L. U., Pretucio, M. M. & Júnior, J. F. G. (2019). Effects of leaf litter traits on alpha and beta diversities of invertebrate assemblages in a tropical watershed. *Ecologia Austral*, 29, 365-379. <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.3.0.750>.
- Ribeiro, L. O., Ueida, V. S. (2005). Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, 22, 613-618. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752005000300013>.
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., Clerici, N., Fernandes, M. R., Franco, J. C., Pettit, N., Portela, A. P., Tammeorg, O., Tammeorg, P., Rodríguez-González, & Duour, S. (2020). Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation, *BioScience*, 70 (6)501-514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>.
- Schemera, D., Podani, J., Heino, J., Eros, T. & Poff, N. L. (2015). A proposed unified terminology of species traits in stream ecology. *Freshwater Science*, v. 34, n. 3, p. 823-830, 10.1086/681623.
- Shannon, C. E.; Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. - Univ. Illinois Press: Urbana.
- Shmida, A., Wilson, M. V. (1985). Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, 12, 1-12 <https://doi.org/10.2307/2845026>.
- Statsoft. (2005). Inc. *Statistica (data analysis software system), version 7.1*.
- Ricotta, C. (2005). Through the jungle of biological diversity. *Acta Biotheor*, 53 (1) 29-38. 10.1007/s10441-005-7001-6
- Simpson, E. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163 (4148) 688- 688. <http://dx.doi.org/10.1038/163688a0>.
- Souza, F., Abreu, J. A. S., Silva, C. E. & Gouveia, A. A. (2013). Relação entre parâmetros ecológicos e qualidade ambiental em três córregos na bacia do alto rio Paraná. *Biotemas*, 26 (4) 101-110. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2013v26n4p101>.
- Souza, F., Santos, C. J., Tramonte, R. P., Klepka, V. (2014). Estrutura da comunidade de macroinvertebrados em três córregos na bacia do alto rio Paraná: uma relação entre qualidade ambiental e parâmetros ecológicos. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 7 (2) 413-427. 10.13140/RG.2.1.3209.7763.
- Triplehorn, C. A. & Johnson, N. F. (2015). *Estudo dos Insetos*. (2a ed.), Cengage Learning.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30, (3)279-338. <https://doi.org/10.2307/1943563>.