

Composição da macrofauna de invertebrados bentônicos e sua distribuição em relação aos componentes abióticos da água e do sedimento em um sistema lântico artificial no município de Caldas (Minas Gerais)

Júlio César dos Santos Lima^{1*}, Paulo Augusto Zaitune Pamplin²

¹ Professor Substituto - Centro de Ciências da Natureza, Universidade Federal de São Carlos, Buri, SP, Brasil. Rodovia Lauri Simões de Barros, km 12, Araçáçu, CEP: 18290-000, Buri, SP. (*Autor Correspondente: jcslima1982@gmail.com)

² Professor Adjunto - Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, MG, Brasil. Rodovia José Aurélio Vilela, 11999, Cidade Universitária, CEP: 37715-400. Poços de Caldas, MG, Brasil. Email: paulo.pamplin@gmail.com

Histórico do Artigo: Submetido em: 08/02/2023 – Revisado em: 13/03/2023 – Aceito em: 10/07/2023

RESUMO

Os macroinvertebrados bentônicos constituem um dos principais grupos para a análise de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, sendo a distribuição desses organismos determinada pela qualidade da água e pelo tipo e diversidade de habitats disponíveis. Nosso objetivo foi caracterizar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da represa Águas Claras (Caldas – Minas Gerais) e correlacionar sua distribuição com fatores abióticos da água e do sedimento. As coletas foram realizadas em 13 pontos amostrais durante os meses de março, junho, setembro e dezembro do ano de 2013, por meio de amostras do sedimento da represa coletadas em triplicata utilizando-se uma draga Van Veen. Foram identificados 1793 espécimes pertencentes aos filos Annelida e Arthropoda, sendo a densidade média total de indivíduos de aproximadamente 300 ind.m⁻². Os fatores ambientais relacionados a impactos decorrentes da atividade humana, como os altos valores de matéria orgânica no sedimento, influenciaram na distribuição dos táxons na represa, assim como outros fatores que foram, ao mesmo tempo, importantes na distribuição e composição dos mesmos, devendo-se ter prudência em relação a monitoramentos futuros, pois a represa Águas Claras pode estar recebendo maiores impactos.

Palavras-chave: Fatores abióticos, Fauna bentônica, Reservatório artificial, Variáveis ambientais.

Macrofauna composition of benthic invertebrates and their distribution in relation to the abiotic components of water and sediment in an artificial lentic system in the municipality of Caldas, Minas Gerais (Brazil)

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrates that use one of the main groups for the analysis of environmental impacts on aquatic ecosystems, being a distribution of these animals authorized by the quality of the water and the type and diversity of available habitats. Our objective was to characterize the benthic macroinvertebrate community of the Águas Claras dam (Caldas - MG) and to correlate its distribution with abiotic factors of water and sediment. The collections for characterization of macrofauna and sedimentation were carried out at 13 sampling points during the months of March, June, September and December of the year 2013, the use of silks to represent those collected in triplicate, using Van Veen once. 1793 specimens belonging to the phyla Annelida and Arthropoda were created, with an average total density of approximately 300 ind.m⁻². Environmental factors related to impacts of human activity, such as the high values of non-sedimented organic matter, influence the distribution of taxa in the representation, as well as other factors that were, at the same time, important in their distribution and composition, caution should be exercised in relation to future monitoring, as the Águas Claras dam may be receiving greater impacts.

Key words: Abiotic factors, Artificial reservoir, Benthic fauna, Environmental variables.

Santos Lima, J. C., Pamplin, P. A. Z. (2023). Composição da macrofauna de invertebrados bentônicos e sua distribuição em relação aos componentes abióticos da água e do sedimento em um sistema lântico artificial. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.11, n.3, p.47-64.



1. Introdução

Os ambientes dulcícolas encontram-se entre os ecossistemas mais ameaçados do planeta devido, principalmente, a supressão da vegetação ripária, ao assoreamento, a poluição e aos barramentos que prejudicam seus funcionamentos e, conseqüentemente, todos os organismos neles presentes (Mise et al., 2015; Souza et al., 2015; Frederico, Zuanon e De Marco, 2018).

A utilização da biota tem se mostrado uma excepcional ferramenta na busca sobre informações referentes à integridade e qualidade ambiental em ecossistemas aquáticos, visto que fatores específicos, como por exemplo as variáveis abióticas da água e dos sedimentos, determinam quais tipos de organismos devem estar presentes (Buss et al., 2015; Brito et al., 2020). Nessa perspectiva, os macroinvertebrados bentônicos são bastante utilizados em avaliações de impactos e no biomonitoramento de ecossistemas de água doce ocorrentes em todo o planeta, devido à sua sensibilidade diferencial à poluição, refletindo os impactos em habitats aquáticos de forma bastante satisfatória (Rashid; Pandit, 2014; Amaral; Alves, 2018).

Os macroinvertebrados bentônico realizam importantes funções em sistemas lênticos contribuindo para a dinâmica dos nutrientes, reduzindo o tamanho de partículas facilitando a decomposição por fungos e bactérias e participando da dieta de outros organismos (Callisto; Esteves, 1995; Bagatini, Delariva e Higuti, 2012). Além disso, são excelentes indicadores de mudanças ambientais, pois vivem associados diretamente ao sedimento, o qual pode acumular diversos poluentes e distribuem-se de acordo com às características morfológicas e físico-químicas do habitat (Reice; Wohleberg, 1993), sendo que as características do substrato, a disponibilidade e qualidade do alimento, a temperatura do meio, a concentração de oxigênio e variáveis bióticas (ex. competição e predação) podem comprometer a composição, assim como a distribuição desses organismos no ambiente.

Em ambientes lênticos a macrofauna de invertebrados bentônicos está representada por diferentes filos (Lopes et al., 2011), sobressaindo-se, em termos de diversidade e abundância, as larvas quironomídeos (Diptera), as quais são encontradas em diferentes habitats e em extremas condições ambientais (Esteves, 2011). Outro grupo abundante é oligoqueta, com espécies conhecidas como boas indicadoras e tolerantes em ambientes alterados (Sanchez et al., 2016) como, por exemplo, uma barragem que modifica as características químicas e físicas da água e do sedimento, ocasionando transformações negativas na estrutura e organização das populações biológicas presentes (Tundisi; Matsumara-Tundisi, 2008; Tundisi, Matsumara-Tundisi e Tundisi, 2015). Esses sistemas são importantes detentores de impactos de atividades antrópicas ocorrentes em uma bacia hidrográfica (Tundisi; Straskraba, 1999), sendo a obtenção de dados limnológicos relacionados às variáveis físicas, químicas e biológicas um importante mecanismo para seu entendimento (Setti et al., 2001; Silva, Da Costa e Barletta, 2013).

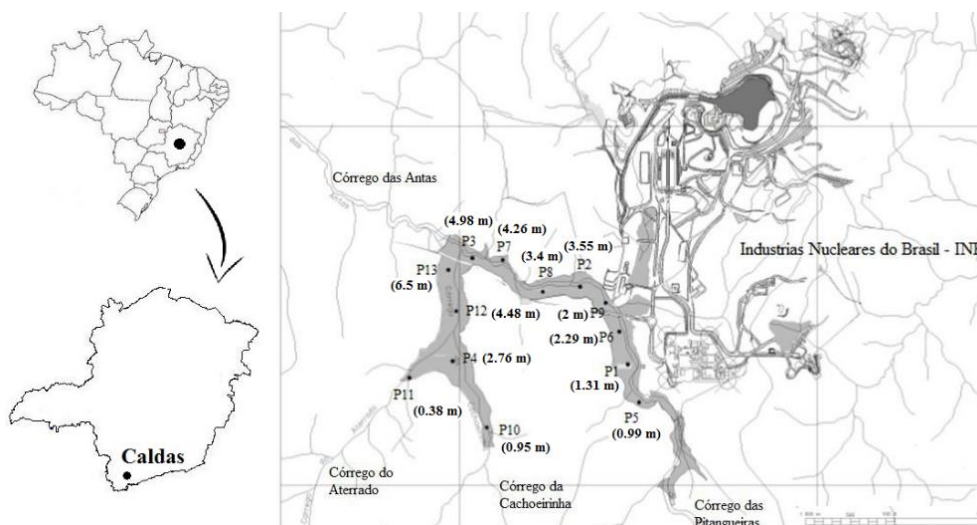
Com isso, o objetivo do presente estudo foi caracterizar a composição da fauna de macroinvertebrados bentônicos em um sistema lêntico, analisando sua distribuição temporal e espacial e sua relação com as variáveis abióticas da água e do sedimento. Nossa hipótese é que as variáveis da água e do sedimento terão influência negativa sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos por se tratar de um ambiente artificial localizado nas dependências de uma instalação nuclear.

2. Material e Métodos

Este estudo foi conduzido na represa Águas Claras (21°57'30" S; 46°31'45" W) que pertence a Unidade de Tratamento de Minério das Indústrias Nucleares do Brasil (UTM/INB) fazendo parte da bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas no município de Caldas, estado de Minas Gerais (Figura 1). A represa possui $1,9 \times 10^6$ m² e volume de aproximadamente $3,9 \times 10^6$ m³ com comprimento máximo de 3500 metros e largura média de 250 metros (INB, 1999). O clima da região é tropical de altitude (Cwb – Temperatura média anual de 18 °C) com duas estações estabelecidas, uma com acentuada pluviometria e temperatura moderada

(outubro a março) e outra seca com baixas temperaturas (abril a setembro) (Fraenkel et al., 1985).

Figura 1 - Localização da represa Águas Claras com os respectivos pontos de coletas e suas profundidades.
Figure 1 - Location of the Águas Claras reservoir with the respective collection points and their depths.



As coletas para identificação dos macroinvertebrados bentônicos foram realizadas em triplicata em 13 pontos na represa durante os meses de março, junho, setembro e dezembro de 2013, com uma draga Van Veen (378 cm²). Em campo, o material coletado foi lavado em peneira de malha de 250 µm, fixado com formol 10% e acondicionados em baldes plásticos. Os organismos capturados foram identificados em laboratório com auxílio de manuais e chaves de identificação como as de Fernández e Rodriguez (2001), Hamada, Nessimian e Querino (2014), Mugnai, Nessimian e Baptista (2010) e Strixino (2011) além de especialistas para diferentes grupos taxonômicos. O material coletado foi depositado na coleção de macroinvertebrados aquáticos de Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL – MG).

Para caracterização do sedimento da represa, as amostras foram coletadas com a mesma draga. Em laboratório, as amostras foram secas em estufa e em seguida destorroadas. O teor de matéria orgânica do sedimento foi determinado pelo método da perda de massa por ignição, incinerando em mufla a 550°C por 2 horas (SCHULTE et al., 1987). Após esta etapa, foi determinada a composição granulométrica (fração inorgânica) do sedimento através de peneiras granulométricas com espessuras de malhas de 500µm (Areia grossa), 250µm (Areia média), 62,5µm (Areia fina) e 3,9µm (Silte). A composição granulométrica da fração argila (< 3,9µm) foi determinada através do que se passou pela peneira de 3,9µm. Além disso, medidas *in situ* da profundidade, da temperatura, do potencial hidrogeniônico (pH), da condutividade elétrica e da concentração de oxigênio dissolvido na água foram realizadas para cada ponto de coleta, utilizando-se um aparelho multisensor (Horiba® modelo U-53).

A transparência da água foi estimada pelo desaparecimento visual do disco de Secchi (diâmetro de 30 cm). Todos os pontos de coletas foram georreferenciados com GPS modelo Garmin® CSX60 para garantir as amostragens nos mesmos locais nos diferentes períodos, e os horários de registros das variáveis foram sempre os mesmos (entre 7:00 e 9:00 horas) para se evitar discrepâncias devido a incidência solar ao longo do dia.

2.1 Análise dos dados

A riqueza de espécies foi estimada por meio da somatória do número de táxons e a diversidade, a uniformidade e a dominância de espécies foram calculadas por meio do programa BioEstat 5.0® para cada ponto amostral. Para as variáveis da água e do sedimento foram feitas comparações entre os períodos amostrados utilizando-se ANOVA (one way) com o mesmo programa estatístico. A diferença foi considerada significativa quando $p < 0,05$. Para cada ponto também foi calculada a densidade de organismos através da fórmula “ $D = (N/A \times R) \times 10.000$ ”, onde “D” = número de indivíduos/m², “N” = número de indivíduos encontrados na amostra, “A” = área do amostrador em cm² e “R” = número de amostras coletadas (Welch, 1948).

Para a caracterização do ambiente foram realizadas duas análises de componentes principais (ACP), uma com as variáveis mensuradas da água e outra com as variáveis do sedimento. Essas análises foram realizadas com 999 autoreamostragens (*Bootstrap*) através do programa estatístico PAST 3.20. Já para testar se as variáveis da água e do sedimento influenciaram a diversidade, a abundância e a riqueza de espécies, foram realizadas análises de regressão linear múltipla através do programa estatístico BioEstat 5.0®. Os resultados foram considerados significativos quando o valor de p (coeficiente de regressão) foi menor do que 0,05.

3. Resultados

Para todos os períodos amostrados a profundidade da represa teve amplitude de 0,20 m (P11 - setembro) a 6,70 m (P13 - junho) com variação entre 0,20 m (P11 - setembro) e 3,50 m (P2 - junho) de transparência da água. A menor temperatura da água registrada foi no ponto 1 em março (14,13 °C) e a maior no ponto 4 em dezembro (23,68 °C), sendo a menor concentração média de oxigênio dissolvido (2,99 mg.L⁻¹) registrada no ponto 12 para este último mês. O pH da água foi enquadrado como levemente ácido não ultrapassando o valor médio de 5,98 (setembro) e a condutividade elétrica teve maior valor também em setembro (P9 - 0,51 mS.cm⁻¹) (Tabela 1). As variáveis temperatura da água ($p < 0,0001$), condutividade elétrica ($p = 0,0027$) e transparência da água ($p = 0,0004$) apresentaram diferença significativa entre os períodos, assim como o aumento da transparência da água, da estação chuvosa, março e dezembro, para a estação seca, junho e setembro ($p = 0,0004$) e entre o aumento na média da temperatura da água de março a dezembro ($p < 0,0001$).

Tabela 1 - Valores das variáveis físicas e químicas da água mensuradas por pontos na represa Águas Claras (MG) nos meses de março, junho, setembro e dezembro. *OD – Oxigênio Dissolvido; CE – Condutividade Elétrica.

Table 1 - Values of the physical and chemical water variables measured by points in the Águas Claras reservoir (MG) in the months of March, June, September and December. *OD – Dissolved Oxygen; CE – Electrical Conductivity.

Mês	Variáveis Limnológicas	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	Média
Março	Profundidade (m)	1,45	4	5,4	4	0,75	2,25	5,2	4,1	2,5	1	0,4	5,5	6,1	3,28
	Secchi (m)	0,86	0,7	0,5	0,4	0,55	0,65	1,15	0,86	0,8	0,4	0,35	0,35	0,4	0,61
	Temperatura (°C)	14,13	16,26	17,86	15,69	15,64	16,14	17,29	16,81	16,52	14,59	17,07	16,75	17,5	16,32
	OD (mg.L ⁻¹)	9,2	8,9	8,9	10	9,7	8,9	7,7	8,9	8,4	10,4	9,8	8,9	7,4	9
	pH	5,66	5,9	5,48	5,64	5,15	5,74	6,16	6,04	6,25	6,51	5,85	5,21	5,35	5,76
	CE (mS.cm ⁻¹)	0,04	0,26	0,13	0,03	0,04	0,04	0,17	0,16	0,53	0,03	0,03	0,03	0,03	11,69
Junho	Profundidade (m)	1,25	3,5	4,5	1,8	1,2	2,2	4,35	3,4	1,9	0,9	0,3	4,6	6,7	2,81
	Secchi (m)	1,25	3,5	2,45	1,5	1,2	2,2	2,6	3,4	1,9	0,75	0,3	1,6	1,55	1,86
	Temperatura (°C)	18,58	17,74	17,27	18,06	17,89	18,33	17,38	17,78	18,25	16,59	17,89	17,16	16,95	17,68

	OD (mg.L ⁻¹)	11,63	8,65	14,14	8,21	11,17	9,36	8,68	12,52	8,85	8,01	12,02	7,9	6,31	9,8
	pH	5,03	5,7	5,69	5,83	5,01	5,75	5,7	5,76	5,6	4,97	5,79	5,31	5,04	5,47
	CE (mS.cm ⁻¹)	0,039	0,258	0,182	0,024	0,028	0,242	0,207	0,228	0,21	0,024	0,025	0,025	0,044	0,11
Setembro	Profundidade (m)	1,15	3,3	4,9	2,95	1,1	2,3	4,2	2,9	2	0,9	0,2	4,6	5,7	2,78
	Secchi (m)	1,15	2,4	2,5	1	1,1	2	2,2	2,1	1,4	0,6	0,2	1,2	1,5	1,49
	Temperatura (°C)	21,57	22,42	21,37	20,13	21,18	22,52	21,75	22,07	22,45	18,9	20,25	19,95	19,98	21,12
	OD (mg.L ⁻¹)	13,01	10,48	8,56	15,06	11,87	11,66	7,74	8,35	8,71	9,4	12,59	9,32	7,57	10,33
	pH	5,71	6,73	6,47	5,05	4,7	7,06	6,78	6,65	7,2	4,69	5,3	5,91	5,45	5,98
	CE (mS.cm ⁻¹)	0,269	0,432	0,349	0,069	0,149	0,413	0,381	0,409	0,51	0,06	0,061	0,07	0,079	0,25
Dezembro	Profundidade (m)	1,4	3,4	5,1	2,3	0,9	2,1	3,3	3,2	1,6	1	0,5	3,2	6,5	2,65
	Secchi (m)	0,9	1,6	2,1	1	0,4	1,3	2,1	1,7	1,4	0,6	0,5	1,2	1,15	1,23
	Temperatura (°C)	22,97	22,47	21,51	23,68	22,56	22,57	22,71	22,87	23,06	21,67	22,08	23,05	21,67	22,53
	OD (mg.L ⁻¹)	9,01	10,43	3,65	4,65	12,57	8,26	8,07	12,49	9,58	6,94	10,91	4,99	2,99	8,04
	pH	5,32	5,57	4,62	6,31	5,26	5,4	5,81	5,8	5,64	5,61	6,66	5,88	6,12	5,69
	CE (mS.cm ⁻¹)	0,024	0,067	0,123	0,026	0,022	0,029	0,137	0,115	0,071	0,019	0,017	0,027	0,049	0,05

A caracterização do ambiente, por meio das variáveis abióticas da água, mostrou que o ponto P2 esteve relacionado positivamente com a variável temperatura da água, os pontos P3, P7, P12 e P13 com as variáveis temperatura da água e profundidade e os pontos P1, P4, P5, P6, P8, P9, P10 e P11 apresentaram relação positiva para a variável oxigênio dissolvido (Figura 2). Já para a caracterização do ambiente por meio das variáveis do sedimento, os pontos P2, P3, P4, P6, P7 e P8 se correlacionaram positivamente com a variável argila e os pontos P1, P5, P9, P10, P11, P12 e P13 com as variáveis matéria orgânica e areia grossa (Figura 3).

Figura 2 - Análise dos Componentes Principais dos fatores abióticos da água. Eixo 1: 98,26 % da variabilidade total dos dados; Eixo 2: 1,58 % da variabilidade total dos dados. *pH - Potencial hidrogeniônico; CE - Condutividade elétrica; OD - Oxigênio dissolvido; Te - Temperatura da água; Pr - Profundidade; DS - Disco de Secchi.

Figure 2 - Principal Component Analysis of the abiotic factors of water. Axis 1: 98.26% of the total data variability; Axis 2: 1.58% of total data variability. *pH - Hydrogenionic potential; CE - Electrical conductivity; OD - Dissolved Oxygen; Te - Water temperature; Pr - Depth; DS - Secchi disc.

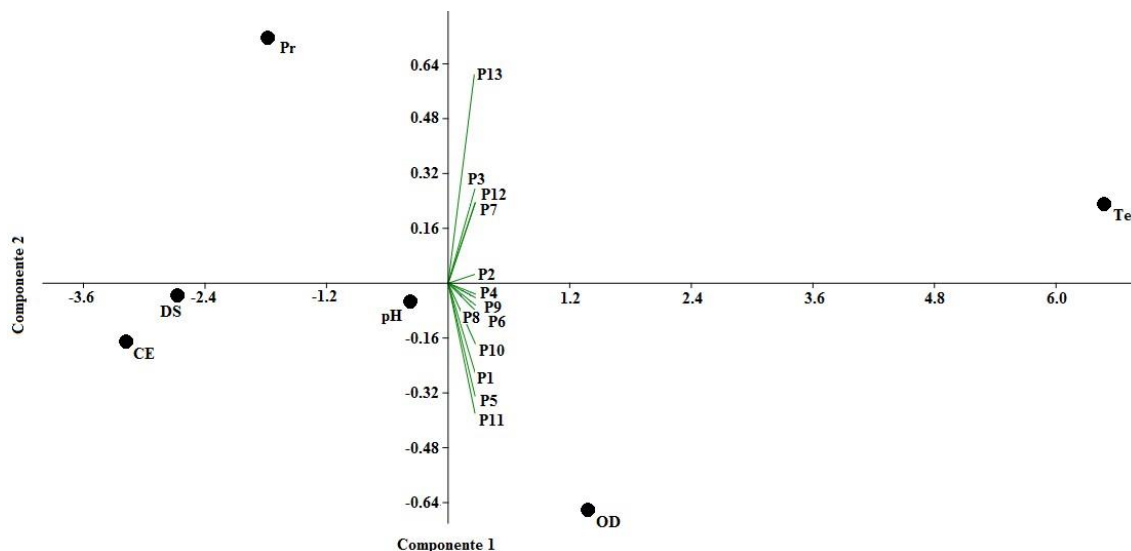
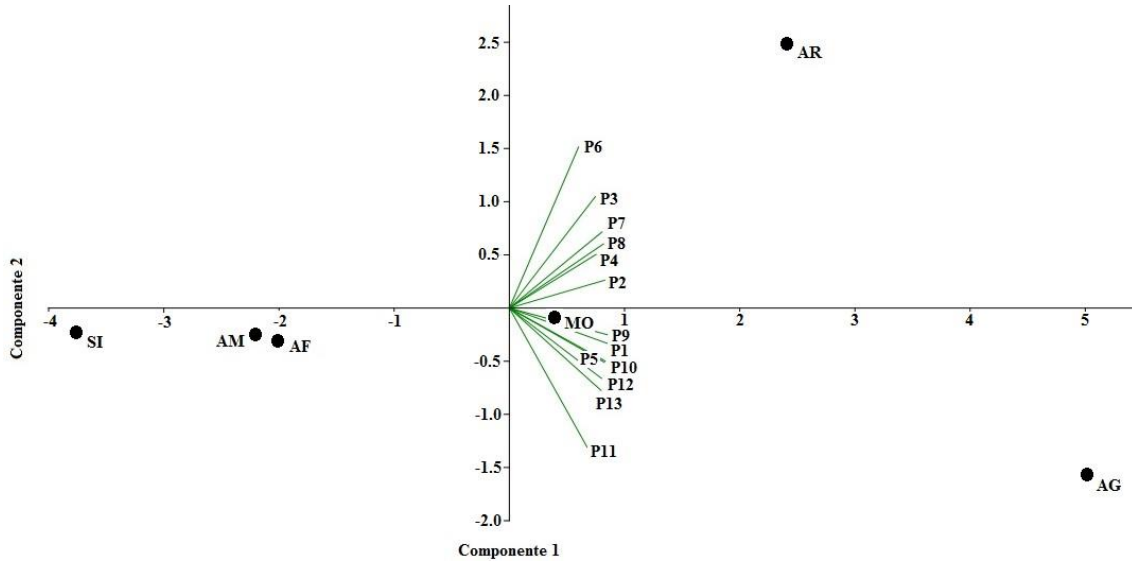


Figura 3 - Análise dos Componentes Principais das variáveis do sedimento. Eixo 1: 83,33 % da variabilidade total dos dados; Eixo 2: 13,50 % da variabilidade total dos dados. *MO - Matéria Orgânica; AG - Areia Grossa; AM - Areia Média; AF - Areia Fina; Si - Silte; AR - Argila.

Figure 3 - Principal Component Analysis of sediment variables. Axis 1: 83.33% of the total data variability; Axis 2: 13.50% of the total data variability. *MO - Organic Matter; AG - Coarse Sand; AM - Medium Sand; AF - Fine Sand; Si - Silt; AR - Clay.



O teor médio de matéria orgânica no sedimento esteve entre 20,81% (setembro) e 23,17% (junho) e para a composição granulométrica observou-se predomínio da fração areia grossa em todo o período analisado (Tabela 2), sendo essa variável influente na abundância de espécies, assim como as variáveis silte e argila. Para a riqueza e a diversidade de espécies, as variáveis do sedimento não exerceram influência e as variáveis abióticas da água não foram consideradas significativas sobre os preditores (Tabela 3).

Tabela 2 - Porcentagens do teor de matéria orgânica e das frações granulométricas no sedimento da represa Águas Claras (MG). MO - Matéria orgânica; AG - Areia grossa (> 500 µm); AM - Areia média (< 500µm > 250µm); AF - Areia fina (< 250µm > 62,5µm); SI - Silte (< 62,5µm > 3,9µm); AR - Argila (< 3,9µm).

Table 2 - Percentages of organic matter content and grain size fractions in the sediment from the Águas Claras reservoir (MG). MO - Organic matter; AG - Coarse sand (> 500 µm); AM - medium sand (< 500µm > 250µm); AF - Fine sand (< 250µm > 62.5µm); SI - Silt (< 62.5µm > 3.9µm); AR - Clay (< 3.9µm).

Mês	Variável do sedimento	Pontos (%)													Média
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	
Março	MO	24,59	22,9	18,25	28,16	24,97	15,81	18,45	22,09	26,75	23,03	17,73	21,43	20,61	21,9
	AG	43,37	38,72	27,02	23,71	46,92	19,04	45,25	63,87	22,87	69,92	68,49	49,89	66,09	45,01
	AM	9,09	15,07	13,95	25,24	5,1	4,76	7,26	4,97	14,21	10,56	13,69	11,81	7,41	11,01
	AF	9,72	6,48	12,57	17,63	6,1	2,5	2,47	3,5	22,99	8,44	9,72	9,91	4,19	8,94
	SI	1,62	20,12	13,04	3,47	3,16	1,53	1,46	2,91	7,71	4,69	1,63	2,68	1,65	5,052
	AR	36,2	19,61	33,42	29,95	38,72	72,17	43,56	24,75	32,22	6,39	6,47	25,71	20,66	29,99
Junho	MO	24,45	19,84	19	27,27	33,37	20,61	21,22	24,03	25,2	22,77	17,66	23,2	22,53	23,17
	AG	45,36	19,82	17,43	53,89	71,2	42,94	26,5	43,24	59,8	66,14	68,72	37,03	59,07	47,01
	AM	10,04	17,14	12,98	12,39	5,18	5,84	8,13	5,03	10,31	9,07	12,07	16,24	11,24	10,44

	AF	11,61	34,07	12,65	7,98	6,26	5,45	7,11	3,55	5,35	4,96	9,67	25,88	6,19	10,83
	SI	5,65	1,6	8,05	3,8	2,29	2,46	4,67	1,75	5,07	2,6	2,93	5,44	1,67	3,691
	Ar	27,34	27,37	48,89	21,94	15,07	43,31	53,59	46,43	19,47	17,23	6,61	15,41	21,83	28,04
Setembro	MO	23,82	19,77	17,76	27,54	30,25	12,76	19,09	23,79	14,81	23,66	18,12	23,84	21,97	21,32
	AG	57,04	50,43	46,07	16,89	49,9	8,85	42,34	38,85	42,61	44,16	68,54	33,09	58,46	42,86
	AM	7,38	8,07	12,71	18,18	12,37	2,28	7,3	2,78	6,96	4,95	12,63	21,65	9,37	9,741
	AF	8,48	9,89	11,19	22,31	9,08	2,73	6,65	5	9,29	5,76	6,72	18,32	5,96	9,337
	SI	0,89	0,1	8,14	5,22	3,52	2,02	4,31	2,6	5,36	2,5	3,31	3,44	2,91	3,409
	AR	26,21	31,51	21,89	37,4	25,13	84,12	39,4	50,77	35,78	42,63	8,8	23,5	23,3	34,65
Dezembro	MO	21,99	21,21	21,64	19,02	----	24,28	20,15	19,09	21,27	19,59	21,13	19,19	21,18	20,81
	AG	44,11	26,23	19,86	22,65	----	33,47	41,43	27,24	46,09	44,82	19,38	49,26	62,83	36,45
	AM	11,61	6,65	16,48	21,99	----	3,51	6,51	3,86	4,93	8,23	15,82	10,78	11,39	10,15
	AF	17,79	23,96	16,77	18,76	----	5,62	8,78	6,38	16,98	5,5	24,37	15,33	5,07	13,78
	SI	5,75	1,39	8,54	3,91	----	3,11	5,99	3,78	9,64	1,5	20,27	3,06	1,58	5,71
	AR	20,74	41,77	38,35	32,69	----	54,29	37,29	58,74	22,36	39,95	20,16	21,57	19,13	33,92

Tabela 3 - Análises de regressões lineares múltiplas entre os preditores riqueza, diversidade e abundância e as variáveis dos locais estudados. A variável foi considerada como influente sobre os preditores quando $p < 0,05$.

Table 3 - Multiple linear regression analyzes between the richness, diversity and abundance predictors and the variables of the studied locations. The variable was considered influential on the predictors when $p < 0.05$.

Variável Abiótica da Água	Coeficiente de Regressão (p)		
	Riqueza	Diversidade	Abundância
Profundidade (M)	0,196	0,9989	0,3458
Secchi (M)	0,3374	0,6954	0,688
Temperatura (°C)	0,3461	0,5168	0,0955
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,7272	0,2779	0,1954
pH	0,1555	0,3095	0,0715
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	0,3128	0,7893	0,3308

Variável do Sedimento	Coeficiente de Regressão (p)		
	Riqueza	Diversidade	Abundância
Matéria Orgânica	0,5532	0,8384	0,197
Areia Grossa	0,2753	0,3953	0,0257
Areia Média	0,4867	0,3661	0,7166
Areia Fina	0,9299	0,9544	0,1187
Silte	0,5835	0,8068	0,0196
Argila	0,1826	0,33	0,0065

No total foram coletados 1793 espécimes (37 táxons) pertencentes a classe Oligochaeta e a superclasse Insecta. Entre os Oligochaeta, *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparède, 1862) foi a espécie mais abundante com 8,87% do total coletado. Entre os insetos, a família Chironomidae (Diptera) apresentou maior riqueza (26 táxons) correspondendo a 41,17% do total coletado, sendo *Chaoborus* sp. (Lichtenstein, 1800) a espécie mais encontrada com 23,53%. Os indivíduos da espécie *Campsurus truncatus* (Ulmer, 1920), pertencente a ordem Ephemeroptera, também foram abundantemente registrados com 16,56 % do total de espécies coletadas (Tabela 4).

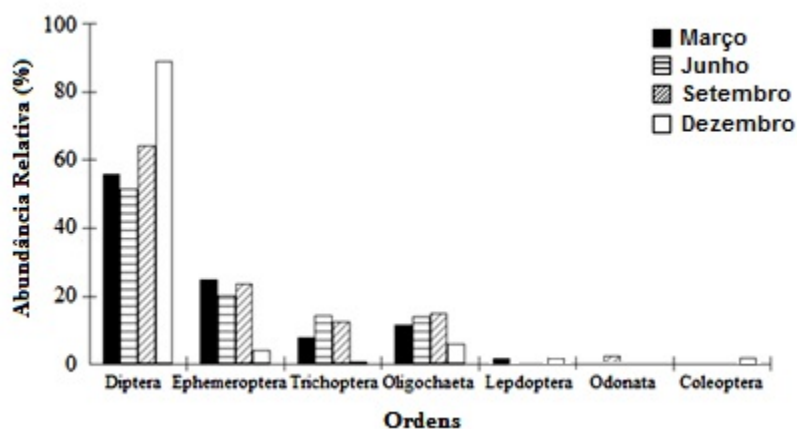
Tabela 4 - Composição taxonômica, riqueza e abundância absoluta por ponto de coleta e abundância relativa dos táxons da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados na represa Águas Claras (MG) nos meses averiguados.
Table 4 - Taxonomic composition, richness and absolute abundance per collection point and relative abundance of the taxa of the community of benthic macroinvertebrates collected in the Águas Claras reservoir (MG) in the investigated months.

Táxon	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	Total	%
Classe Insecta															
Diptera – Chironomidae															
<i>Ablabesmyia karelia</i> (Roback, 1971)	10	1	1	0	13	5	0	1	0	0	11	2	0	44	2,46
<i>Ablabesmyia annulata</i> (Say, 1823)	0	1	0	1	0	1	4	0	0	0	0	0	0	7	0,39
<i>Aedokritus</i> sp. (Roback, 1958)	1	13	19	14	7	2	59	22	6	0	0	0	0	143	7,97
<i>Asheum</i> sp. (Sublette & Sublete, 1983)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,05
<i>Beardius phytophilus</i> (Strixino & Strixino, 2000)	15	0	0	0	105	6	0	0	0	0	0	0	0	126	7,03
<i>Caladomyia ortonii</i> (Säwedall, 1981)	0	0	0	60	0	0	0	0	0	4	3	0	0	67	3,74
<i>Chironomus</i> sp. (Meigen, 1803)	1	0	0	0	2	0	0	0	1	2	2	0	0	8	0,46
<i>C. calligraphus</i> (Goeldi, 1905)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0,17
<i>C. olumbiensis</i> (Wülker et al., 1989)	6	0	0	0	8	2	0	0	0	0	0	0	0	16	0,89
<i>C. fittkai</i> (Correia & Strixino, 2007)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	1	4	12	0,67
<i>C. latistilus</i> (Reiss, 1974)	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0,72
<i>C. sancticaroli</i> (Strixino & Strixino, 1981)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	37	0	2	10	50	2,79
<i>Cladopelma forcipis</i> (Rempel, 1939)	1	1	3	0	1	0	1	1	2	1	8	2	0	21	1,17
<i>Clinotanypus</i> sp. (Kieffer, 1913)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0,05
<i>Coelotanypus</i> sp. (Kieffer, 1913)	5	0	4	0	0	7	0	0	0	0	0	1	3	20	1,12
<i>Cricotopus</i> sp. (Van Der Wulp, 1874)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,11
<i>Cryptochironomus brasiliensis</i> (Silva et al., 2010)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	4	0,22
<i>Dicrotendipes</i> sp. (Kieffer, 1913)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0,11
<i>Goeldichironomus serratus</i> (Reiss, 1974)	0	8	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0,89
<i>G. maculatus</i> (Strixino & Strixino, 1982)	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0,45
<i>Paralauterboniella</i> sp. (Lenz, 1941)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	8	0,46
<i>Polypedilum (tripodura)</i> (Bidawid-Kafka, 1996)	2	1	0	0	6	1	0	0	3	4	23	0	0	40	2,23
<i>Procladius (tipo a)</i> (Skuse, 1889)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0,05
<i>Procladius (tipo b)</i> (Skuse, 1889)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	5	0,28
<i>Tanytarsus alfredoy</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0,11
<i>Tanytarsus rhabdomantis</i> (Strixino, 1991)	31	0	2	2	16	33	0	0	1	7	25	1	0	118	6,58
Diptera – Ceratopogonidae															
Não Identificado	0	0	1	0	3	0	2	1	0	1	0	0	0	8	0,46
Diptera – Chaoboridae															
<i>Chaoborus</i> sp. (Lichtenstein, 1800)	0	3	8	39	0	0	1	5	0	3	0	145	218	422	23,53
Coleoptera – Dytiscidae															
Não Identificado	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,05
Ephemeroptera – Polymitarcyidae															
<i>Campsurus truncatus</i> (Ulmer, 1920)	2	47	11	3	25	9	109	21	65	2	0	3	0	297	16,56
Lepidoptera															
Não Identificado	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,11
Trichoptera – Polycentropodidae															
<i>Cyrnellus</i> sp. (Banks, 1913)	14	0	0	0	9	24	0	0	0	0	1	0	0	48	2,68
<i>Polycentropus</i> sp. (Ulmer, 1909)	20	0	0	0	89	2	0	0	0	0	0	0	0	111	6,19
Odonata – Gomphidae															
<i>Phyllocycla</i> sp. (Calvert, 1948)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,05
Classe Oligochaeta															
Tubificidae															
<i>Botrioneurum americanos</i> (Beddard, 1894)	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,22

<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparede, 1862)	17	11	2	1	13	22	3	0	5	37	40	8	0	159	8,87
<i>Pristina americana</i> (Cernovsotov, 1937)	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,11
TOTAL	128	86	52	138	317	114	183	51	84	108	126	169	237	1793	100
Riqueza de Espécies	16	9	10	10	17	12	8	6	8	12	13	11	5	37	

A ordem Diptera apresentou mais de 50% dos organismos coletados nos quatro períodos averiguados, atingindo seu máximo em dezembro com 88,97%, Ephemeroptera obteve maior abundância em março (24,45%), Trichoptera em junho (14,40%) e Oligochaeta em setembro (14,8%). Lepidoptera (0,34% em março e 0,18% em dezembro), Odonata (0,14% em junho) e Coleoptera (0,19% em dezembro) foram capturados eventualmente (Figura 4).

Figura 4 - Abundância relativa dos grupos de macroinvertebrados bentônicos presentes na represa Águas Claras (MG).
Figure 4 - Relative abundance of groups of benthic macroinvertebrates present in the Águas Claras reservoir (MG).



O índice de diversidade (H') da represa variou de 0,112 (P13 - dezembro) a 1,879 (P5 - março) e os maiores valores de riqueza e diversidade foram encontrados nas amostras mais rasas (P1, P5, P6, P10 e P11) na represa Águas Claras (Tabela 5), com diferença significativa para riqueza ($p = 0,0116$), para diversidade ($p = 0,0076$) e para dominância ($p = 0,0266$) em relação aos pontos mais profundos.

Tabela 5 - Riqueza (S), Diversidade de Shannon (H'), Dominância de Simpson (D) e Uniformidade (E) da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na represa Águas Claras (MG).

Table 5 - Richness (S), Shannon Diversity (H'), Simpson Dominance (D) and Uniformity (E) of the community of benthic macroinvertebrates in the Águas Claras reservoir (MG).

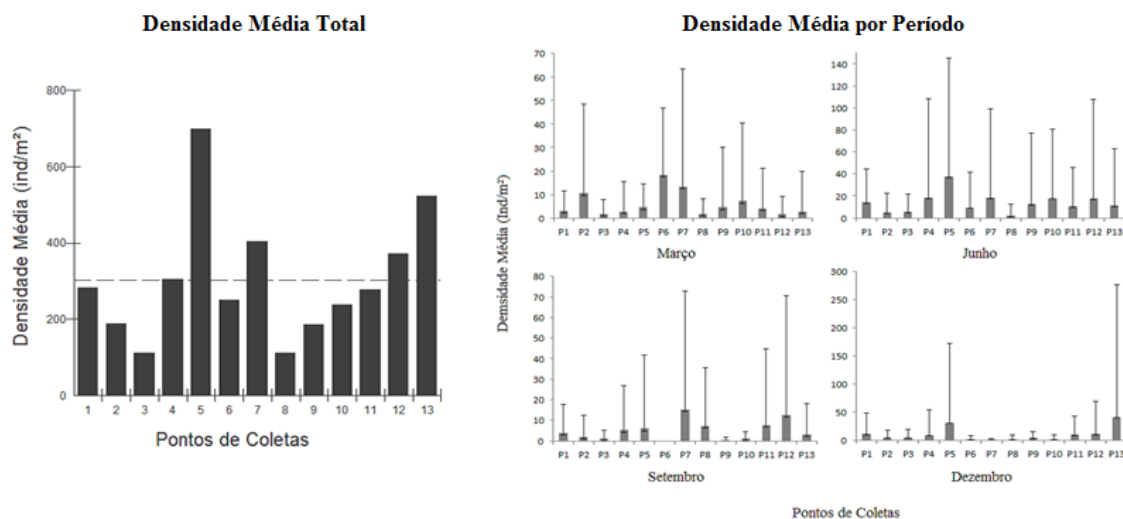
Pontos	Março				Junho				Setembro				Dezembro			
	S	H'	D	E	S	H'	D	E	S	H'	D	E	S	H'	D	E
P1	7	1.699	0.7639	0.873	9	1.678	0.7784	0.9045	5	1.202	0.5956	0.7486	8	1.45	0.6351	0.6975
P2	5	1.171	0.5985	0.7275	4	1.618	0.7853	0.8239	2	0.6902	0.497	0	5	1.399	0.7284	0.8692
P3	3	1.079	0.6531	0.9821	7	1.595	0.7561	0.8196	3	1.099	0.6667	1	5	1.234	0.609	0.7668
P4	2	0.586	0.3967	0.8454	5	0.6144	0.2921	0.3818	4	1.049	0.5496	0.7453	3	0.3471	0.16	0.3159
P5	7	1.879	0.8395	0.9656	12	1.802	0.7349	0.7253	4	0.6238	0.2951	0.428	5	0.847	0.4116	0.5263
P6	9	1.566	0.705	0.7126	9	1.48	0.6399	0.6736	0	0	0	---	3	0.8676	0.5	0.7897
P7	5	0.9838	0.5651	0.6112	4	0.7321	0.4019	0.5281	8	1.232	0.6037	0.5463	1	0	0	---
P8	3	1.004	0.6122	0.9141	2	0.3768	0.2188	0.5436	5	0.9876	0.5204	0.6136	2	0.6931	0.5	1
P9	2	0.2146	0.1049	0.3095	2	0.3718	0.2149	0.5364	1	0	0	---	7	1.68	0.7734	0.8634

P10	5	1.162	0.5995	0.7222	8	1.28	0.6241	0.6157	4	1.034	0.5455	0.9464	2	0.4506	0.2778	0.65
P11	4	0.918	0.4844	0.6622	10	1.554	0.6621	0.675	6	0.8433	0.4256	0.3681	5	1.175	0.6325	0.7303
P12	2	0.4506	0.2778	0.65	4	0.4764	0.2331	0.3436	9	1.147	0.4936	0.4234	3	0.3616	0.1659	0.3291
P13	2	0.3046	0.1653	0.4395	3	0.7001	0.4109	0.6372	3	0.9348	0.5785	0.65	2	0.112	0.4622	0.1616
Total	17	3.415	0.9505	0.8485	23	3.555	0.9545	0.8137	15	3.254	0.9398	0.7805	21	2.661	0.8139	0.6768

A densidade média total de organismos correspondeu a aproximadamente 300 ind.m⁻² sendo a maioria dos pontos abaixo deste valor (Figura 5). A maior densidade média de organismos foi registrada em junho com valores próximos de 480 ind.m⁻² ($\pm 292,79$ ind.m⁻²). Em março, a média estimada foi de aproximadamente de 202 ind.m⁻² ($\pm 169,55$ ind.m⁻²), setembro próximo de 170 ind.m⁻² ($\pm 155,46$ ind.m⁻²) e em dezembro observou-se 362 ind.m⁻² ($\pm 432,32$ ind.m⁻²) aproximadamente. Foram verificadas diferenças significativas entre os períodos amostrados ($p = 0,0353$).

Figura 5 – Variação espacial das densidades médias dos macroinvertebrados bentônicos da represa Águas Claras (MG) coletados nos quatro meses. A barra pontilhada representa a densidade média total (lado esquerdo). Variação espaço/temporal das densidades dos macroinvertebrados bentônicos da represa Águas Claras, MG (lado direito).

Figure 5 – Spatial variation of the average densities of benthic macroinvertebrates from the Águas Claras reservoir (MG) collected in the four months. The dotted bar represents the total mean density (left side). Space/time variation of benthic macroinvertebrates densities from Águas Claras reservoir, MG (right side).



4. Discussão

Os resultados das análises de ACP para as variáveis abióticas da água mostraram que apenas as variáveis temperatura, oxigênio dissolvido e profundidade tiveram relação positiva com os pontos amostrados. Entretanto, os resultados das análises de regressão linear múltipla evidenciaram que nenhuma das variáveis amostradas da água tiveram influência sobre a riqueza, a diversidade e a abundância de espécies.

A temperatura da água é um dos fatores ambientais mais importantes, pois sua alteração pode afetar toda a fauna presente, além de diminuir gases solúveis e aumentar a solubilidade de minerais em ambientes lânticos (Franco; Landgraf, 2002). Contudo, a represa Águas Claras apresentou temperatura média em boas condições para colonização e sobrevivência dos organismos (Quinn et al., 1994). Entre os períodos amostrados observou-se diferença significativa com aumento na média da temperatura da água de março a dezembro e, de acordo com dados de Iliopoulou-Georgudaki et al. (2003), Davanso e Henry (2006) e Fulan e Henry (2006), as abundâncias de alguns grupos como Chironomidae, Odonata e Oligochaeta podem reduzir com a elevação da

temperatura da água, fato não evidenciado por este estudo, no qual essa variável apresentou correlação positiva para diferentes pontos, além do aumento na porcentagem de quironomídeos com o aumento da temperatura média da água e aumento na porcentagem dos oligoquetos de março a setembro com diminuição em dezembro. Para a ordem Odonata foi encontrado apenas um indivíduo não sendo possível tal averiguação.

A variável temperatura da água também pode atuar de forma inversa sobre a solubilidade do oxigênio dissolvido na água (Hynes, 2001). Na represa Águas Claras, não foi verificada baixa concentração na média de oxigênio dissolvido para a maioria dos pontos, sendo os pontos mais rasos (P1, P4, P5, P6, P8, P9, P10 e P11) correlacionados positivamente a essa variável. Contudo, notou-se que na zona mais profunda (ponto 13) o valor encontrado não condiz com o restante dos pontos, atingindo $2,99 \text{ mg.L}^{-1}$ em dezembro. Esse ponto não sofreu influência da variável oxigênio dissolvido devido à menor temperatura registrada em dezembro e a menor intensidade de entrada de luz, influenciado pela profundidade. Essas variáveis podem diminuir a taxa de fotossíntese provocando anoxia e consequentemente a acelerada liberação de substâncias tóxicas, como o fósforo, o ferro e o manganês, assim como o aumento de gases tóxicos formados pela decomposição de matéria orgânica reduzindo as taxas de oxigênio dissolvido na água (Straskraba; Tundisi, 1999).

Os valores de pH registrados para a represa Águas Claras, foram considerados levemente ácidos e correlacionados negativamente com os pontos amostrados, contudo, estão dentro da tolerância biológica para a maioria dos organismos de água doce (Libânio, 2017), incluindo os macroinvertebrados bentônicos. A variável condutividade elétrica foi considerada baixa em relação a outros trabalhos (Silva et al., 2009; Taniwaki; Smith, 2011), demonstrando ser um indicativo de ambiente pobre em íons, podendo prejudicar a estrutura e o funcionamento em ambientes aquáticos, como demonstrado para a represa Águas Claras onde essa variável apresentou correlação negativa com os locais averiguados. Já o aumento da transparência da água da represa, da estação chuvosa para a estação seca ocorreu pelo menor aporte de materiais e partículas dissolvidas, devido à baixa precipitação pluviométrica no período seco.

A represa apresentou concentração relativa de matéria orgânica com mais de 10% em todos os pontos, sendo considerado como sedimento orgânico (Beghelli et al., 2012) e tendo teor médio de matéria orgânica alto quando comparado a outros estudos (Jorcín; Nogueira, 2008; Pamplin, Almeida e Rocha, 2006), contudo altamente influente para os pontos mais rasos. Essa alta taxa registrada provavelmente está relacionada com os nutrientes advindos dos tributários principais, visto que no entorno da represa foi observado predomínio de silvicultura e pastagem nas margens direita e esquerda, respectivamente (observação pessoal) e, além disso, a represa recebe os efluentes tratados pela UTM/INB provenientes das drenagens ácidas produzidas por rejeitos de minério de urânio de baixo teor, menor que 0,02% (Marques, 2006). As águas de surgência e de drenagens ácidas das infiltrações e da percolação pluvial oriundas do interior da UTM/INB afluem para a cava da mina e são bombeadas para a estação de tratamento de efluentes (Nascimento et al., 1998), onde são tratadas com hidróxido de cálcio, para precipitação de metais e radionuclídeos, que são lançados na represa. De acordo com Souza (1995), junto com a região carbonífera, situada em Santa Catarina, a região de contribui significativamente para tal problema.

Entre as espécies mais abundantes coletadas na represa, *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta) é considerada a mais tolerante a sistemas negativamente alterados dentre os organismos dessa classe, sendo que o aumento da densidade dessa espécie demonstra enriquecimento orgânico (França et al., 2019), como comprovado neste estudo onde esses organismos foram mais abundantes nos pontos relacionados positivamente com a variável matéria orgânica (P1, P5, P6, P10 e P11). As alterações hidrológicas e do sedimento propiciam sua ocorrência em sistemas modificados como os de uma barragem (Dumnicka, 1987; Martins, Stephan e Alves, 2008; Verdonschot, 1989).

A ordem Diptera foi a mais abundante da represa devido, principalmente, a presença de Chironomidae que é um dos grupos mais populosos em ecossistemas aquáticos dulcícolas, sendo predominante em diferentes sistemas (Abílio, 2006; Pamplin, Almeida e Rocha, 2006; Piedras et al., 2006; Souza; Abílio, 2006; Pamplin; Rocha, 2007; Ramos; Rosini, 2019), podendo isso ser considerado como um padrão em ambientes aquáticos

lênticos (Callisto et al., 2005; Fusari; Fonseca-Gessner, 2006; Shostell; Willians, 2007; Jorcín; Nogueira, 2008; Lucca et al., 2010; Flor; Souto, 2016; Diniz, Santos e Melo, 2018; Topulniak et al., 2019). Este fato se deve à tolerância de certos gêneros, como por exemplo, *Chironomus* (Meigen, 1803), a situações extremas como a hipóxia (Bubinas; Jagminiené, 2001; Di Giovanni, Goretti e Tamanti, 1996). As altas densidades deste gênero podem evidenciar um elevado teor de matéria orgânica no ambiente (Piedras et al., 2006), corroborando com os dados encontrados para a represa Águas Claras onde esses organismos foram mais abundantes nos pontos P5 (*C. olumbiensis* e *C. latistilus*) e P10 (*C. sancticaroli*), pontos com alta influência de matéria orgânica. Outros estudos apontam esse gênero como um dos táxons mais tolerante a impactos antrópicos (Adriansens et al., 2004; Simião-Ferreira et al., 2009), comprovando que a represa está sobre forte influência negativa através das ações da instalação nuclear.

A diversidade de espécies em ambientes lênticos também pode ser influenciada pela profundidade, sendo que locais mais rasos apresentam condições diversificadas das variáveis físicas, químicas e biológicas (Lampert; Sommer, 2007; Tundisi; Matsumara-Tundisi, 2008). Neste estudo os maiores valores de riqueza e diversidade foram encontrados nas amostras mais rasas corroborando com valores encontrados por Cleto-Filho e Arcifa (2006). Segundo Greig, Sear e Carling (2005), a deposição de sedimentos finos também pode ter grandes consequências para organismos aquáticos podendo ocorrer dominância de uma ou poucas espécies, corroborando com este estudo onde os pontos correlacionados positivamente com areia grossa (P1, P5, P9, P10, P11, P12) tiveram maiores riquezas de espécies identificadas (amplitude de 8 a 17 espécies) em relação aos pontos correlacionados positivamente com argila que tiveram variação de 6 a 12 espécies.

No ponto mais profundo (P13), também correlacionado positivamente com areia grossa, não houve alta riqueza de espécies ($n = 5$), entretanto foi averiguado alto valor de abundância das larvas do Diptera *Chaoborus* sp. Esse ponto foi o mais próximo da variável profundidade, explicando a baixa riqueza de espécies. Cleto-Filho e Arcifa (2006) também registraram predominância de larvas de *Chaoborus* sp. com o aumento da profundidade, contudo não foi relatado as características do sedimento.

No ponto P5 os Trichoptera *Polycentropus* sp. e os Ephemeroptera *Campsurus truncatus* foram extremamente abundantes. Esses organismos são sensíveis às modificações ambientais e importantes para o biomonitoramento da qualidade da água devido à sua elevada riqueza, diversidade ecológica e abundância em muitos tipos de habitat aquáticos, representando muitas vezes a maior parte da biomassa de insetos nesses sistemas (Domínguez, 2006). As larvas de *Campsurus* sp. (Ephemeroptera), embora sejam comuns em águas limpas e bem oxigenadas (Barber-James et al., 2008), também foram registradas por Cleto-Filho (2005) em sedimento com elevado teor de matéria orgânica. Neste estudo, o ponto P5 foi correlacionado positivamente com a matéria orgânica no sedimento, contudo a alta abundância desses organismos se deu devido a correlação positiva com a variável oxigênio dissolvido.

Erman e Erman (1984) encontraram associação negativa entre a diversidade de invertebrados bentônicos e a diminuição do tamanho das partículas de sedimentos, sendo o tamanho mediano das partículas importante tanto para abundância quanto para a diversidade. Para a represa Águas Claras a diversidade e a riqueza de espécies não foram influenciadas pelas variáveis do sedimento, sendo apenas a abundância de espécies influenciada pela areia grossa, pelo silte e pela argila ($p < 0,05$).

Os pontos correlacionados positivamente com a variável argila (P2, P3, P4, P6, P7 e P8) tiveram, em geral, baixas densidades médias de organismos, excetuando-se o ponto P7, em que a alta densidade se deu devido à elevada abundância de *Aedokrytus* sp. (Diptera - Chironomidae) e *Campsurus truncatus* (Ephemeroptera - Polymitarcyidae) provavelmente pela relação positiva com a variável temperatura da água. A variável silte, mesmo influenciando a abundância de espécies, teve correlação negativa com os pontos amostrados, evidenciando que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da represa não tem preferência por esse tipo de sedimento. Em geral, a alta mobilidade e baixa coesão dos sedimentos finos resultaram em habitat instável, homogêneo em estrutura e prejudicial à manutenção da diversidade e abundância de espécies.

A diversidade de espécies de macroinvertebrados bentônicos também é uma ótima ferramenta que fornece dados que refletem as características de conservação de um corpo d'água, pois sistemas impactados tendem a possuir reduzida diversidade biológica devido a eliminação de espécies mais sensíveis (ODUM, 2007). Nesse estudo, este índice (H') indicou que a represa Águas Claras apresentou sinais de poluição variando de moderada a fortemente poluído de acordo com Wilhm e Dorris (1968) e Piedras et al. (2006) que propuseram que índices de diversidade (H') menores que 1,0 indicam ambiente fortemente poluído, entre 1,0 e 3,0 indicam poluição moderada e superior a 3,0 indicam água não poluída. Segundo estes autores, a redução da diversidade pode ser atribuída à deterioração da qualidade da água que dificulta o desenvolvimento de diferentes grupos. Os valores baixos dos índices de diversidade encontrados nesse estudo estão relacionados a dominância de poucas espécies, como por exemplo, *Chaoborus* sp. (Diptera), *Campsurus* sp. (Ephemeroptera) e *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta).

5. Conclusões

Neste estudo verificou-se a influência de fatores associados a impactos resultantes da atividade antrópica, sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, como o excessivo teor de matéria orgânica no sedimento e pouca preservação da vegetação ciliar. Estes fatores se mostraram importantes na composição e distribuição dos organismos.

Contudo, outros fatores como a profundidade, temperatura, tamanho das partículas minerais do sedimento e concentração de oxigênio dissolvido na água foram ao mesmo tempo significativos. Estes fatores foram imprescindíveis na composição e distribuição dos organismos, porém deve-se ter ponderação na interpretação dos dados para fins de monitoramento, pois este reservatório pode estar recebendo maiores impactos.

Além disso, a predominância de alguns grupos resistentes a impactos como *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta) e organismos da família Chironomidae (Diptera) pode também ser um indicativo de impactos negativos, assim como a predominância de espécies reconhecidas como sensíveis como *Campsurus truncatus* (Ephemeroptera).

6. Referências

- Adriansens, V., Simons, F., Nguyen, T. L., Goddeeris, B., Goethals, P., & De Pauw, N. (2004). Potential of bio-indication of chironomid communities for assessment of running water quality in Flanders (Belgium). **Belgian Journal of Zoology**, 134(1), 31-40.
- Amaral, P. H. M., & Alvez, R. G. (2018). **Insetos aquáticos: bioindicadores de impactos antrópicos**. In: Andriolo, A., Prezoto, F., & Barbosa, B. C. (Orgs). Impactos antrópicos: biodiversidade aquática e terrestre. Juiz de Fora: Editoração dos autores. p. 18-30.
- Bagatini, Y. M., Delariva, R. L., & Higuti, J. (2012). Benthic macroinvertebrate community structure in a stream of the north-west region of Paraná State, Brazil. **Biota Neotropica**, 12(1), 307-317.
- Barber-James, H. M., Gattolliat, J. L., Sartori, M., & Hubbard, M. D. (2007). **Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater**. In: Freshwater Animal Diversity Assessment. Springer, Dordrecht, p. 339-350.
- Beghelli, F. G. S., Santos, A. C. A. D., Urso-Guimarães, M. V., & Calijuri, M. D. C. (2012). Relationship between space distribution of the benthic macroinvertebrates community and trophic state in a Neotropical

reservoir (Itaparanga, Brazil). **Biota Neotropica**, 12(4), 114-124.

Brito, J. G., Roque, F. O., Martins, R. T., Nessimian, J. L., Oliveira, V. C., Hughes, R. M., & Hamada, N. (2020). Small Forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, 241, 108263.

Bubinas, A., Jagminienė, I. (2001). Bioindication of ecotoxicity according to community structure of macrozoobenthic fauna. **Acta Zoologica Lituanica**, 11(1), 90-96.

Buss, D. F., Carlisle, D. M., Chon, T. S., Culp, J., Harding, J. S., Keizer-Vlek, H. E., & Hughes, R. M. (2015). Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environmental monitoring and assessment*, 187(1), 1-21.

Callisto, M., & Esteves, F. A. (1995). Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita–Lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, 1(1), 335-348.

Callisto, M., Goulart, M., Barbosa, F. A. R., & Rocha, O. (2005). Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco River (northeastern Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 65(2), 229-240.

Cleto-Filho, S. E. N. (2005). **Estrutura, composição, distribuição espacial e variação temporal da comunidade zoobentônica do Lago Monte Alegre/SP**. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, SP, Brasil.

Cleto-filho, S. E. N., Arcifa, M. S. (2006). Horizontal distribution and temporal variation of the zoobenthos of a tropical Brazilian lake. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(4), 407-421.

Davanso, R. C. S., Henry, R. (2006). A biodiversidade bentônica em lagoa marginal ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura, na represa de Jurumirim. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, 28(4), 347-357.

Di Giovanni, M. V., Goretti, E., & Tamanti, V. (1996). Macrobenthos in Montedoglio Reservoir, central Italy. **Hydrobiologia**, 321(1), 17-28.

Diniz, F. M., dos Santos, M. O., & de Melo, S. M. (2018). Levantamento da fauna de macroinvertebrados associados à macrófitas aquáticas. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, 086-091.

Domínguez, E. (2006). **Ephemeroptera of South America**. (v. 2.). Sofia-Moscow: Pensoft.

Dumnicka, E. (1987). The effect of dam reservoirs on oligochaete communities in the River Dunajec (Southern Poland). **Acta Hydrobiologica**, 29(1), 25-34.

Erman, D. C., & Erman, N. A. (1984). The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. **Hydrobiologia**, 108(1), 75-82.

Esteves, F. A. (2011). **Fundamentos de Limnologia**. (3ed.). Rio de Janeiro: Editora Interciência.

- Fernández, H. R., & Dominguez, E. (2001). **Guia para La determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. (Eds). Tucumán, Argentina: Editorial Universitária de Tucumán.
- Flor, T. R., & Souto, H. N. (2016). Biomonitoramento do Lago Poço Verde situado na região de Coromandel (MG), utilizando macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade da água. **Revista GeTeC**, 5(10), 12-30.
- França, J. S., Solar, R., Hughes, R. M., & Callisto, M. (2019). Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. **Ambio**, 48(8), 867-878.
- Franco, B. D. G. M., & Landgraf, M. (2002). **Microbiologia dos Alimentos**. São Paulo: Atheneu.
- Fraenkel, M. O., Santos, R. D., Loureiro, F. V. L., & Muniz, W. D. S. (1985). **Jazida de urânio no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais**. Principais depósitos minerais do Brasil.
- Frederico, R. G., Zuanon, J., & De Marco Jr, P. (2018). Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. **Biological Conservation**, 219, 12-19.
- Fulan, J. A., & Henry, R. (2006). The Odonata (Insecta) assemblage on *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth (Pontederiaceae) stands in Camargo Lake, a lateral lake on the Paranapanema River (state of Sao Paulo, Brazil), after an extreme inundation episode. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 18(4), 423-431.
- Fusari, L. M., & Fonseca-Gessner, A. A. (2006). Environmental assessment of two small reservoirs in southeastern Brazil, using macroinvertebrate community metrics. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 18(1), 89-99.
- Greig, S. M., Sear, D. A., & Carling, P. A. (2005). The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: implications for sediment management. **Science of the total environment**, 344(1-3), 241-258.
- Hamada, N., Nessimian, J. L., & Querino, R. B. (2014). **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA.
- Hynes, H. B. N. (2001). **The Ecology of Running Waters**. Ontario: The blackburn press.
- Iliopoulou-Georgudaki, J., Kantzaris, V., Katharios, P., Kaspiris, P., Georgiadis, T., & Montesantou, B. (2003). An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). **Ecological indicators**, 2(4), 345-360.
- INB - Indústrias Nucleares do Brasil. (1999) - **Complexo Industrial do Planalto de Poços de Caldas - CIPC para solicitar Licença de Operação junto ao IBAMA**. Poços de Caldas: Diretoria de Recursos Minerais, DRM da INB.
- Jorcín, A., & Nogueira, M. G. (2008). Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 68(4), 1013-1024.
- Lampert, W., & Sommer, U. (1997). **Limnoecology: The ecology of lakes and streams**. New York: Oxford

University Press.

Libânio, M. (2017). **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. (2. ed.). Campinas: Átomo.

Lopes, A., Paula, J. D., Mardegan, S. F., Hamada, N., & Piedade, M. T. F. (2011). Influência do hábitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes* na região do Lago Catalão, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, 41(4), 493-502.

Lucca, J. V., Pamplin, P. A. Z., Gessner, A. F., Trivinho-Strixino, S., Spadano-Albuquerque, A. L., & Rocha, O. (2010). Benthic macroinvertebrates of a tropical lake: Lake Caçó, MA, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 70(3), 593-600.

Marque, C. N. (2006). **Análise morfológica de cianobactérias isoladas de efluentes de uma mina de urânio desativada com ênfase em Aphanothece e sua capacidade de bio sorção do RA226**. 118 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Martins, R. T., Stephan, N. N. C., & Alves, R. G. (2008). Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) as an indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. **Acta Limnológica Brasiliensia**, 20(3), 221-226.

Mise, F. T., Souza, F. D., Pagotto, J., & Goulart, E. (2015). Intraspecific ecomorphological variations in *Poecilia reticulata* (Actinopterygii, Cyprinodontiformes): comparing populations of distinct environments. **Iheringia. Série Zoologia**, 105(2), 217-222.

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 Editora.

Nascimento, M. L. R., Fukuma, H. T., & Hortellani, M. A. (1998). **Projeto Itatiaia – controle de processos na produção de ácidos fosfórico e urânio**. Poços de Caldas: INB, (Manual de Métodos e Análises Químicas).

Odum, E. (2010). **Fundamentos de Ecologia**. (5. Ed.). São Paulo: Thomson Learnig.

Pamplin, P. A. Z., Almeida, T. C. M., & ROCHA, O. (2006). Composition and distribution of benthic macroinvertebrates in Americana Reservoir (SP, Brazil). **Acta Limnológica Brasiliensia**, 18(2), 121-132.

Pamplin, P. A. Z., & ROCHA, O. (2007). Temporal and bathymetric distribution of benthic macroinvertebrates in the Ponte Nova Reservoir, Tietê river (São Paulo, Brazil). **Acta Limnológica Brasiliensia**, 19(4), 439-452.

Piedras, S. R. N., Bager, A., Moraes, P. R. R., Isoldi, L. A., Ferreira, O. G. L., & Heemann, C. (2006). Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, 36(2), 494-500.

Quinn, J. M., Steele, G. L., Hickey, C. W., & Vickers, M. L. (1994). Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. **New Zealand journal of marine and freshwater research**, 28(4), 391-397.

Ramos, C. I., & Rosini, E. F. (2019). Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da

água da bacia hidrográfica Popuca-Botinhas, Guarulhos (SP). **Revista Saúde-UNG-Ser**, 17(1), 29-34.

Rashid, R., & Pandit, A. K. (2014). Macroinvertebrates (oligochaetes) as indicators of pollution: A review. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, 6(4), 140-144.

Reice, S. R., & Wohlenberg, M. (1993). **Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic process: measures for assessment of ecosystem health**. London: Chapman & Hall.

Sanches, O. N. A., Sahn, L. H., Gomes, D. F., Corbi, J. J., Robeiro, M. L., & Gorni, G. R. (2016). Inventário de oligochaeta (annelida: clitellata) em córregos urbanos de Bocaina-SP, Brasil. **Revista Brasileira Multidisciplinar-ReBraM**, 19(1), 14-24.

Schulte, E. E., Peters, J. B., & Hodgson, P. R. (1987). **Wisconsin Procedures for soil testing, plant analysis and fud & forage analysis**. Madison, USA: University of Wisconsin-Extension Press.

Setti, A. A., Lima, J. E. F. W., Chaves, A. D. M., & Pereira, I. D. C. (2001). **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica.

Shostell, J. M., & Williams, B. S. (2007). Habitat complexity as a determinate of benthic macroinvertebrate community structure in cypress tree reservoirs. **Hydrobiologia**, 575(1), 389-399.

Silva, F. L., Talamoni, J. L. B., Bochini, G. L., Ruiz, S. S., & Moreira, D. C. (2009). Macroinvertebrados aquáticos do reservatório do rio Batalha para a captação das águas e abastecimento do município de Bauru, SP, Brasil. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, 4(2), 66-74.

Silva, E. M., Da Costa, M. F., & Barletta, M. (2013). Small-scale water quality monitoring networks. **Journal of Coastal Research**, 65, 1218-1223.

Simião-Ferreira, J., DeMarco Jr, P., Mazão, G. R., & Carvalho, A. R. (2009). Chironomidae assemblage structure in relation to organic enrichment of an aquatic environment. **Neotropical entomology**, 38(4), 464-471.

Souza, P. V. (1995). **Drenagens Ácidas do Estéril Piritoso da Mina de Urânio de Poços de Caldas: interpretação e implicações ambientais**. 141f. Dissertação (Mestrado) Universidade de São Paulo – SP.

Souza, A. H. F. F., & Abílio, F. J. P. (2006). Zoobentos de duas lagoas intermitentes da caatinga paraibana e as influências do ciclo hidrológico. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, 1, 146-164.

Souza, F., De Oliveira, E. F., Pagotto, J. P. A., & Da Silva, C. E. (2015). Estrutura ictiofaunística na zona litorânea de um lago urbano na bacia do rio Ivaí. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, 8, 95-110.

Straskraba, M. & Tundisi, J. G. (1999). **Reservoir water quality management: Guidelines of Lake Management Handbook**. Ostu, ILEC/UNEP.

Strixino, S. T. (2011). **Larvas de Chironomidae: Guia de Identificação**. Laboratório de entomologia aquática da Universidade Federal de São Carlos.

Taniwaki, R. H., & Smith, W. S. (2011). Utilização de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento de atividades antrópicas na bacia de drenagem do Reservatório de Itupararanga, Votorantim–SP, Brasil. **Journal Health Science Institute**, 29(1), 7-10.

Topulniak, S., Pereira, L. F., Buggenhagen, T. C., & De Deus Bueno-Krawczyk, A. C. (2019). Comunidade de invertebrados bentônicos e estrutura trófica em dois lagos antrópicos. **Biotemas**, 32(1), 31-38.

Tundisi, J. G., & Straskraba, M. (1999). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos, International Institute of Ecology.

Tundisi, J. G., Matsumara-Tundisi, T. (2008). **Limnologia**. São Paulo, SP: Oficina de textos.

Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., & Tundisi, J. E. M. (2015). Environmental Impact Assessment of reservoir construction: new perspectives for restoration economy, and development: the Belo Monte Power Plant case study. **Brazilian Journal of Biology**, 75(3), 10-15.

Verdonschot, P. F. M. (1989). **The role of oligochaetes in the management of waters**. In: Aquatic Oligochaete Biology. Dordrecht: Springer.

Welch, P. S. (1948). **Limnological methods**. Philadelphia, USA: Blakiston.

Wilhm, J. L., & Dorris, T. C. (1968). Biological parameters for water quality criteria. **Bioscience**, 477-481.