

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

JÚLIO CÉSAR DOS SANTOS LIMA

**CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DA REPRESA
ÁGUAS CLARAS, CALDAS, MINAS GERAIS.**

Poços de Caldas/MG
2014

JÚLIO CÉSAR DOS SANTOS LIMA

**CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DA REPRESA
ÁGUAS CLARAS, CALDAS, MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência e Engenharia Ambiental pelo Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Monitoramento Ambiental. Orientador: Paulo Augusto Zaitune Pamplin

Poços de Caldas/MG
2014

Lima, Júlio César dos Santos.

Caracterização da fauna de macroinvertebrados bentônicos da represa Águas Claras, Caldas, Minas Gerais / Júlio César dos Santos Lima. – Poços de Caldas, 2014.
65 f. -

Orientador: Paulo Augusto Zaitune Pamplin.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, MG, 2014.
Bibliografia.

1. Fauna Aquática. 2. Mineração. 3. Ecossistemas Aquáticos. 4. Indicadores Ambientais. I. Pamplin, Paulo Augusto Zaitune. II. Título.

CDD: 628

JÚLIO CÉSAR DOS SANTOS LIMA

**CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS
DA REPRESA ÁGUAS CLARAS, CALDAS, MINAS GERAIS**

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência e Engenharia Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Alfenas.


Área de Concentração: Ciência e Engenharia Ambiental

Aprovada em: 24 de junho de 2014

Prof. Dr. Paulo Augusto Zaitune Pamplin
Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Assinatura: 

Prof.^a Mercedes Rosa Marchese
Instituição: Universidad Nacional del litoral/Argentina

Assinatura: 

Prof.^a Kathia Cristina Sonoda
Instituição: Embrapa – Meio Ambiente

Assinatura: 

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a DEUS, por ter olhado por mim e por permitir que concluísse mais uma fase de minha vida;

A minha família: Tia Maria e Vó Helena, pelas orações e preocupações, irmã Juliana Helena pelo apoio, e principalmente a meus Pais Júlio da Costa Lima e Neusa Maria dos Santos Lima que sempre me apoiaram e estiveram ao meu lado durante todas as fases da minha vida;

Ao meu orientador, professor Dr. Paulo Augusto Zaitune Pamplin pelo apoio, orientação, paciência e suporte durante esse trabalho;

Aos membros da banca do exame de qualificação que atenciosamente contribuíram para o aperfeiçoamento do trabalho, Profa. Dra. Mercedes Rosa Marchese e Profa. Dra. Kathia Cristina Sonoda;

Ao amigo Bruno Eduardo Silva Macena pelo apoio nas coletas de campo e auxílio em laboratório;

A amiga Mireile Reis dos Santos por toda ajuda e companheirismo;

Ao Bruno (barqueiro) que foi fundamental nas coletas;

Aos amigos Carlos Barbieri Coutinho e Eduardo Brito Costa pelo companheirismo, ajudas, risadas, etc.;

A amiga Aline Andrade Godoy por todo auxílio, risadas e paciência nos laboratórios nunca deixando ninguém na mão. Obrigado!!

A INB (Indústrias Nucleares do Brasil) em nome do Sr. Walter Scassioti pela autorização de coleta na represa e facilidade logística para que elas ocorressem;

A Profa. Dra. Mercedes Rosa Marchese e ao pesquisador Fábio Batagini Quinteiro pelo apoio na identificação de alguns grupos taxonômicos;

A minha namorada Soraya Avelar por toda atenção, compreensão, carinho, paciência e incentivo;

A Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL), Campus Avançado de Poços de Caldas, Instituto de Ciência e Tecnologia.

À Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de Minas Gerais (FAPEMIG, Processo n. CRA-APQ-01467-11) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, Processo n. 152/2013), pelo apoio financeiro através do projeto “Integridade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas (Planalto de Poços de Caldas, MG)”, do qual esta dissertação faz parte.

E a todos que de alguma maneira contribuíram para mais essa conquista.

RESUMO

Essa dissertação foi dividida em dois capítulos, sendo que o primeiro abordou a caracterização da macrofauna de invertebrados bentônicos. As coletas foram realizadas em quatro meses (março, junho, setembro e dezembro) na represa Águas Claras, no município de Caldas, Minas Gerais, Brasil. Foram coletados, em triplicata, os substratos presentes em 13 pontos com uma draga Van veen (378cm). Foram identificados 1792 espécimes, distribuídos em 37 táxons, pertencentes aos filos Annelida (classe Oligochaeta) e Arthropoda (superclasse insecta). Os oligoquetos representaram 9,2% do total de espécies. Entre os insetos, a família Chironomidae (ordem Diptera) foi a que apresentou maior riqueza (26 táxons – cerca de 33% do total). Ainda entre os dípteros, foram identificadas as famílias Ceratopogonidae (0,45% do total) e Chaoboridae (23,5% do total). Ephemeroptera foi representada exclusivamente pelo gênero *Campsurus* sp (16,5% do total) e Trichoptera (*Cyrnellus* sp e *Polycentropus* sp) representaram, juntas, 8,8% do total. As ordens Coleoptera, Lepidoptera e Odonata tiveram registros esporádicos representando juntas 0,2% do total. As análises das densidades mostraram que a maior densidade média foi registrada em junho com 480,26ind.m⁻² e o índice de similaridade de Bray-Curtis evidenciou a formação de dois grupos distintos. A diversidade da comunidade estimada pelo índice de Shannon foi de 3,415 para março, 3,555 em junho, 3,254 para setembro e para dezembro de 2,661, não sendo significativamente diferentes ($p = 0,8513$). Neste estudo revelou-se a influência de fatores ambientais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da represa Águas Claras. Fatores relacionados a impactos decorrentes da atividade humana como o elevado teor de matéria orgânica no sedimento e pouca preservação da vegetação ciliar. Contudo, outros fatores como a profundidade, temperatura, tamanho das partículas minerais do sedimento foram ao mesmo tempo importantes devendo-se ter prudência na interpretação dos dados para fins de monitoramento. No segundo capítulo foram verificados o ciclo de vida, a produtividade secundária e a distribuição de *Campsurus* sp (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) na represa Águas Claras, Caldas, Minas Gerais, Brasil. Foram estabelecidos quatro pontos de amostragem onde foram realizadas coletas mensais entre fevereiro/2013 a janeiro/2014. A comunidade de *Campsurus* sp foi coletada com a mesma metodologia do capítulo anterior. Em laboratório, os *Campsurus* sp foram separados dos demais organismos. Foram identificados 138 indivíduos na represa Águas Claras. No mês de agosto foi registrada a maior quantidade, 25 espécimes (18,12%). A densidade média total no período estudado foi de 25ind.m⁻², com o mês de agosto (2013) apresentando maior densidade média, com valor de aproximadamente 55ind.m⁻². A análise dos histogramas mostrou que a maior parte das classes de tamanho foi representada em praticamente todos os meses, sendo que os meses de maior recrutamento foram fevereiro, março e agosto e os meses com maiores quantidades de indivíduos maiores foram julho, novembro, dezembro e janeiro. A relação entre o tamanho (mm) e o peso úmido (g) indicou que o ajuste exponencial obteve uma curva com $r^2 = 0,9282$. A produtividade secundária anual calculada foi de 3.841g.m⁻².ano⁻¹. Na represa Águas Claras, observou-se que a distribuição de *Campsurus* sp não é controlada pelo tipo de sedimento, pois estes foram registrados em todos os tipos de partículas sedimentares. O sedimento foi considerado orgânico (> 10% de matéria orgânica) podendo ser interpretado como grande disponibilidade de recursos alimentares, já que os Ephemeroptera são considerados, geralmente, raspadores ou forrageiros.

Palavras-chave: Insetos Aquáticos. Mineração. Ecossistema Lêntico. Fatores Ambientais.

ABSTRACT

This thesis has been divided into two chapters, the first of which addressed the characterization of benthic invertebrate macrofauna. The collections were made in four months (March, June, September and December) at Águas Claras Dam, in the municipality of Caldas, Minas Gerais, Brazil. In triplicate, the substrates were collected on 13 points with a Van Veen grab (378cm). 1792 specimens distributed in 37 taxa belonging to the phylum Annelida (class Oligochaeta) and arthropods (insect superclass) were identified. Oligochaeta represented 9.2% of the total species. Among insects, the family Chironomidae (Diptera) showed the highest richness (26 taxa - about 33% of the total). Still among the Diptera, the Ceratopogonidae (0.45% of total) and Chaoboridae families (23.5% of total) were identified. Ephemeroptera was exclusively represented by gender *Campsurus* sp (16.5% of total) and Trichoptera (*Cyrnellus* sp and sp *Polycentropus*) brought together 8.8% of the total. The Coleoptera, and Odonata Lepdoptera orders had sporadic records together representing 0.2% of the total. Analyses of densities showed that the highest density was recorded in June with 480.26 ind/m² and the similarity index of Bray-Curtis revealed the formation of two distinct groups. The diversity estimated by Shannon index community was 3,415 in March, 3,555 in June, 3,254 for September and December to 2,661, not significantly different ($p = 0.8513$). This study revealed the influence of environmental factors on the benthic macroinvertebrate community of Águas Claras Dam. Factors related to impacts resulting from human activities such as the high content of organic matter in the sediment and poor preservation of riparian vegetation. However, other factors such as depth, temperature, size of the mineral particles of sediment were important at the same time one should exercise caution in interpreting data for monitoring purposes. In the second chapter were verified life cycle, secondary productivity and the distribution of *Campsurus* sp (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) in Águas Claras Dam, Caldas, Minas Gerais, Brazil. Four sampling where monthly sampling between the fevereiro/2013 janeiro/2014 were performed were established. The community *Campsurus* sp was collected with the same methodology of the previous chapter. In the laboratory, the *Campsurus* sp were separate from other organisms. 138 individuals were identified in Águas Claras Dam. In August there was a greater amount, 25 specimens (18.12%). The total average density in the period studied was 25ind.m⁻², with the month of August (2013) showing higher average density value of approximately 55ind.m⁻². The analysis of histograms showed that most of the size classes was represented in almost all months, with the months of highest recruitment were February, March and August and the months with higher amounts of larger individuals were July, November, December and January. The relationship between the size (mm) and wet weight (g) indicated that the exponential fit obtained a curve with $r^2 = 0.9282$. The calculated annual secondary production was 3.841gm⁻²year⁻¹. In dam Águas Claras, it was observed that the distribution of *Campsurus* sp is not controlled by sediment type, since these have been registered in all kinds of sedimentary particles. The pellet was considered organic (> 10% organic matter) can be interpreted as greater availability of food resources, since the Ephemeroptera are considered generally scrapers or fodder.

Keywords: Aquatic Insects. Mining. Lentic Ecosystem. Environmental Factors.

Lista de Figuras

CAPÍTULO 1

- Figura 1 - Localização da represa Águas Claras, Cladas, Minas Gerais e distribuição dos pontos de coletas.....22
- Figura 2 - Variação temporal da densidade média dos macroinvertebrados bentônicos na represa Águas Claras (MG).....27
- Figura 3 - Variação espacial das densidades médias dos macroinvertebrados bentônicos da represa Águas Claras (MG). A barra pontilhada é a densidade média total.....28
- Figura 4 - Abundância relativa dos grupos de macroinvertebrados bentônicos presentes na represa Águas Claras (MG). Barras: Preta – Março; Horizontal – Junho; Transversal – Setembro; Branca – Dezembro.....29
- Figura 5 - Dendrograma de similaridade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre os ambientes amostrados, utilizando-se o índice de Bray-Curtis e o método de ligação UPGMA.....30

CAPÍTULO 2

- Figura 1 - Localização da represa Águas Claras, Cladas, Minas Gerais e distribuição dos pontos de coletas; Pontos 1 a 4: Coletas mensais para identificação das ninfas de *Campsurus*; Pontos 1 a 13: Coletas das variáveis da água e para caracterização do sedimento (março, junho, setembro e dezembro);46
- Figura 2 - Variação temporal das densidades médias dos *Campsurus* da represa Águas Claras (MG). A barra pontilhada representa a densidade média total.....51
- Figura 3 - Histograma do ciclo de vida de *Campsurus* (Ephemeroptera) na represa Águas Claras (MG), fevereiro/2013 a janeiro/2014. Classes (cm): (1) 0,3 – 0,5; (2) 0,51 – 0,8; (3) 0,81 – 1,0; (4) 1,01 – 1,2; (5) 1,21 – 1,4; (6) 1,41 – 1,6; (7) 1,61 – 1,8; (8) 1,81 – 2,1 (9) 2,11 – 2,4; A amostra referente ao mês de abril foi perdida.....52
- Figura 4 - Ajuste exponencial entre o comprimento do corpo (mm) e o peso (g) de *Campsurus* (Ephemeroptera) amostrados na represa Águas Claras, Estado de Minas Gerais..53

Lista de Tabelas

CAPÍTULO 1

- Tabela 1 - Valores (mínimos, máximos, médios e desvio padrão) das principais variáveis limnológicas da água da represa Águas Claras (MG) nos meses de março, junho, setembro e dezembro.....24
- Tabela 2 - Porcentagens (mínimas, máximas, médias e desvio-padrão) do teor de matéria orgânica e das frações granulométricas no sedimento da represa Águas Claras (MG).....25
- Tabela 3 - Composição taxonômica, abundância absoluta e relativa da comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes na represa Águas Claras (MG).....26
- Tabela 4 - Riqueza (S), Diversidade de Shannon (H'), Dominância de Simpson (D) e Uniformidade (E) da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na represa Águas Claras (MG).....31

CAPÍTULO 2

- Tabela 1 - Valores (mínimos, máximos, médios e desvio padrão) das principais variáveis limnológicas da água da represa Águas Claras nos meses de março, junho, setembro e dezembro.....49
- Tabela 2 - Porcentagens (mínimas, máximas, médias e desvio-padrão) do teor de matéria orgânica e das frações granulométricas no sedimento da represa Águas Claras (MG).....50
- Tabela 3 – Abundância absoluta e abundância relativa da comunidade de *Campsurus* (Ephemeroptera - Polymitarcyidae) presentes na represa Águas Claras (MG).....51

Sumário

INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS	14
Capítulo 1 - Caracterização da macrofauna de invertebrados bentônicos da represa Águas Claras, Caldas, Minas Gerais.	
RESUMO	17
ABSTRACT	18
1 INTRODUÇÃO	19
2 MATERIAIS E MÉTODOS	21
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	21
2.2 PROCEDIMENTO DE AMOSTRAGEM E LABORATORIAIS.....	22
2.3 ANÁLISE DOS DADOS.....	23
3 RESULTADOS	24
3.1 CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DA REPRESA ÁGUAS CLARAS.....	24
3.2 ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.....	25
4 DISCUSSÃO	32
5 CONCLUSÃO	36
REFERÊNCIAS	37
ANEXO A - Valores das variáveis limnológicas da água da represa Águas Claras, referentes aos 13 pontos de coletas, nos meses de março, junho, setembro e dezembro	63
ANEXO B - Valores das variáveis limnológicas do sedimento da represa Águas Claras (13 pontos de coletas), nos meses de março, junho, setembro e dezembro	64
ANEXO C - Periodos de coletas (março, junho, setembro e dezembro de 2013) analisados separadamente	65

Capítulo 2 - Ciclo de vida, produtividade secundária e distribuição de *Campsurus* sp (Eaton, 1868), Ephemeroptera, Polymitarcyidae, na represa Águas Claras, Caldas Minas Gerais.

RESUMO	42
ABSTRACT	43
1 INTRODUÇÃO	44
2 MATERIAIS E MÉTODOS	46
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	46
2.2 PROCEDIMENTO DE AMOSTRAGEM.....	47
2.3 ANÁLISE DOS DADOS.....	47
3 RESULTADOS	49
4 DISCUSSÃO	54
5 CONCLUSÃO	57
REFERÊNCIAS	58

ANEXO A - Valores das variáveis limnológicas da água da represa Águas Claras, referentes aos 13 pontos de coletas, nos meses de março, junho, setembro e dezembro.....	63
---	----

ANEXO B - Valores das variáveis limnológicas do sedimento da represa Águas Claras (13 pontos de coletas), nos meses de março, junho, setembro e dezembro.....	64
--	----

INTRODUÇÃO GERAL

No Brasil, a grande disponibilidade dos recursos hídricos é de suma importância ecológica, econômica e social. Contudo a contínua interferência, nos sistemas aquáticos, oriundas das atividades antrópicas como o desmatamento, o despejo de material residual, a construção de reservatórios e mineração (REBOUÇAS; BRAGA; TUNDISI, 2006) aliados ao crescimento populacional, agrícola, industrial e a distribuição irregular das populações humanas tem feito com que a água, devido a sua progressiva demanda de consumo, seja armazenada em reservatórios em diversas partes do mundo (STRASKRABA; TUNDISI, 1999).

Dentre as atividades antrópicas que degradam os ambientes aquáticos, a mineração tem se tornado de grande importância na economia brasileira sendo que o extrativismo representou cerca de US\$ 9,1 bilhões em 2007 (IBRAM, 2008). De acordo com Rebouças, Braga e Tundisi (2006) um dos problemas ambientais decorrentes desta atividade é a Drenagem Ácida de Mina (DAM) que pode comprometer a qualidade dos recursos hídricos. Para que isso ocorra é necessária a presença de sulfeto metálico associado ao minério. O processo de oxidação natural do mineral sulfetado, quando em contato com a água da chuva ou com a umidade do ar, produz ácido sulfúrico que solubiliza metais presentes nas rochas e dilui-se na água. Esse processo é caracterizado por se formar em efluentes com elevada acidez e concentrações de metais solubilizados: alumínio, cobre, ferro, manganês, zinco, urânio, dentre outros (LYEW et al., 2001), que são transportados (através da drenagem dessa água) alcançando os ecossistemas aquáticos ou lençóis freáticos prejudicando a qualidade dos mesmos (CAMPOS, 2006). É reportado na literatura que determinadas espécies de bactérias podem acelerar a produção da DAM, auxiliando na quebra de minerais sulfetados. As bactérias *Acidithiobacillus ferroxidans* são capazes de oxidar o íon ferroso em águas com baixo pH, elevando a taxa de formação da DAM (CHRISTENSEN et al., 1996).

Na região de Poços de Caldas, Minas Gerais, a mineração é um dos principais agravantes da perda de qualidade dos ambientes aquáticos. A região também apresenta inúmeras anomalias naturais como alta radioatividade associada a rochas vulcânicas e depósitos de minerais de urânio agregados ao sulfeto de ferro (FeS₂). Isto propicia as condições para que ocorra o processo de drenagem ácida (NORDSTROM; SMELLE; WOLF, 1990).

A qualidade da água é o conjunto das características físicas, químicas e biológicas de um corpo d'água cujos critérios de avaliação dependem do propósito e de seu uso (JAMES,

1979; STRASKRABA; TUNDISI, 1999). Durante muito tempo apenas as características físicas e químicas foram consideradas, detectando apenas as concentrações e alterações no tempo e espaço não considerando as características biológicas e suas respostas às mudanças ambientais e à ação dos contaminantes (CHAPMAN, 1989). No entanto, essas análises abióticas representam apenas o estado da água em um ponto e num determinado momento (CALLISTO; ESTEVES, 1995; MARQUES et al., 1999; CALLISTO et al., 2001). Diversos trabalhos têm mostrado que o uso de indicadores biológicos, juntamente com variáveis físicas e químicas, é vantajoso no monitoramento da qualidade da água (FONSECA-GESSNER; GUERESCHI, 2000; ROQUE; TRIVINHO-STRIXINO, 2000; FUSARI; FONSECA-GESSNER, 2006). Tal método elucidou soluções a muitos problemas, os quais as variáveis físicas e químicas sozinhas não solucionavam (ADAMS, 1990). Entretanto, este sistema ainda apresenta algumas restrições devido ao fato de algumas respostas bioquímicas e moleculares necessitarem de equipamentos mais sofisticados (ADAMS, 1990; SÉ, 1993; PAMPLIN, 1999).

Diversos organismos podem ser utilizados como bioindicadores da qualidade ambiental e, de acordo com Jeffrey (1987), eles são utilizados como organismos com os quais se pode amostrar, testar e responder questões sobre o ambiente de acordo com as condições de poluição a que estão inseridos.

Entre os organismos utilizados como indicadores de qualidade da água, os macroinvertebrados bentônicos apresentam algumas vantagens como integrar as condições ambientais durante longos períodos e estão expostos a todas as mudanças nas variáveis ambientais, fornecendo, portanto uma resposta integrada, que permite uma avaliação holística das alterações no sistema (JOHNSON et al., 1993). Além disso, estudos sobre a comunidade de invertebrados bentônicos também revelam que estes contribuem para o aumento do conhecimento da biodiversidade aquática (PAMPLIN, 2004).

A represa Águas Claras, situada em Caldas, Minas Gerais, é um corpo d'água construído para o abastecimento da Unidade de Tratamento de Minério das Indústrias Nucleares do Brasil (UTM/INB), primeira mina de extração de minério de urânio do País (Mina de urânio Osamu Utsumi). Esta mina encontra-se a céu aberto. Atualmente, tal represa recebe os efluentes tratados desta indústria 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 e são lançados na represa Águas Claras. De acordo com Souza (1995), junto com a região carbonífera, situada em Santa Catarina, a região de Poços de Caldas contribui significativamente para tal problema.

Conforme o termo de referência detalhado, redigido especificamente para este caso (IBAMA, ofício nº 099/2004 – DILIQ), os meios conducentes para a remediação do local e o descomissionamento da instalação estão em andamento, tendo o empreendedor a obrigação de cumprir as exigências constituídas pela Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) e pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) através do plano de recuperação de áreas degradadas a ser apresentado pela UTM – INB.

Os órgãos, nuclear e ambiental, têm a responsabilidade legal de fazer a análise de segurança para determinar as consequências para seres humanos e para o meio ambiente envolvido, a curto e longo prazo (RONQUI, 2008). Sendo assim, torna-se importante que os órgãos de licenciamento e fiscalização de instalações nucleares gerem e divulguem o conhecimento a cerca da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas (o qual a represa Águas Claras está inserida) com a finalidade de contribuir a tomada de decisões para o tratamento e gerenciamento de rejeitos e efluentes radioativos.

Ainda existem poucas pesquisas realizadas no planalto de Poços de Caldas (VALE, 1982; PIVETTA, 1983; KUCHLER, 1986; GARCIA, 1989; SOUZA, 1995; MARQUES, 2006; CAMPOS, 2006), estando estas concentradas nas instalações da UTM – INB ou no Morro do Ferro (um dos lugares com maior radioatividade natural do mundo), porém são estudos que não abordam o diagnóstico do possível impacto ecológico, da UTM – INB, nos corpos hídricos de seu entorno. Prado (1994) já alertava sobre os impactos causados pelo despejo de efluentes líquidos, oriundos da mineração de urânio, no Ribeirão das Antas. Lage – Filho (1996) estudou as características limnológicas (físicas, químicas, geológicas e o zooplâncton) em rios pertencentes à sub - bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas em Poços de Caldas no período de pouca precipitação e verificou a presença de fontes de poluição nos rios analisados, bem como uma alta capacidade de autodepuração do Ribeirão principal. Ronqui (2004) realizou o primeiro estudo compreendendo as variáveis limnológicas químicas, físicas e biológicas (biota planctônica) da Represa Águas Claras, bem como a caracterização do estado de trofia, índice de saprobidade, índice de diversidade e valores de biomassa e densidade de organismos planctônicos.

Com isso, a avaliação ambiental através de variáveis biológicas (distribuição e composição da comunidade bentônica), químicas e físicas torna-se importante e poderá

contribuir para a avaliação da qualidade da água, para o entendimento de aspectos ecológicos, referentes às comunidades estudadas e a escolha de um plano de manejo e recuperação adequado para esse ecossistema.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, S. M. **Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress in fish.** Bethesda: American Fisheries Society, 1990.
- CALLISTO, M., ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis.** v. 1, p. 281-291, 1995.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F.A.R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia.** v. 61, n.2, p. 259-266, 2001.
- CAMPOS, M. B. **Ocorrência e flutuação de Acidithiobacillus spp. Em efluentes de mina de urânio, Caldas – MG.** 40f. Trabalho de conclusão de curso (Monografia em Ciências Biológicas) – Centro Universitário Fundação de Ensino Octávio Bastos, São João da Boa Vista, São Paulo, 2006.
- CHAPMAN, D. V. **Concepts and strategies for biological monitoring.** London: GEMS/Monitoring and Assessment Research Center, 1989.
- CHRISTENSEN, B.; LAAKE, M.; LIEN, T. Treatment of acid mine water by sulfate reducing bacteria: results from a bench scale experiment. **Water Research,** v. 30, n. 7, p. 1617-1624, 1996.
- FONSECA-GESSNER, A.A.; GUERESCHI, R.M. Macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de três córregos na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antonio, SP, Brasil. In: SANTOS J.E.; PIRES, J.S.R. (Eds.). **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí.** São Carlos, Rima. 2000. p.707-720.
- FUSARI, L.M. **Estudos das comunidades de macroinvertebrados bentônicos das Represas do Monjolino e do Fazzari no campus da UFSCar, município de São Carlos, SP.** 2006. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos, 2006.
- GARCIA, O. Jr. **Estudos da biolixiviação de minérios de urânio por *Thiobacillus ferroxidans*.** Tese (Doutorado) – Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 1989.
- IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. **Produção Mineral Brasileira.** Disponível em: <<http://ibram.org.br/>>. Acesso em: 03 out. 2012.
- JAMES, A. The value of biological indicators in relation to other parameters of water quality. In: James, A.; Evison, L., eds. **Biological indicators of water quality.** John Wiley & Sons. Cap. 1, p.1-16, 1979.
- JOHNSON, R. T.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H., eds. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York, Chapman and Hall. 1993. p. 40-158.

KUCHLER, I. L. **Interação entre tório e compostos úmicos em águas do Morro do Ferro (Poços de Caldas, MG)**. 152f. Dissertação (Mestrado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1986.

LAGE-FILHO, A. L. **Características ecológicas e limnológicas da Bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas, no período de menores precipitações**. 192f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

LYEW, D.; SHEPPARD, J.; Technical note use of conductivity to monitor the treatment of acid mine drainage by sulphate-reducing bacteria. **Water Research**, v. 35, n. 8, p. 2081 – 2086, 2001.

MARQUES, M. M. G. S. M.; BARBOSA, F.A.R.; CALLISTO, M. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in South-East Brazil. **Brazilian Journal of Biology** v. 59, n. 4, p. 1-13, 1999.

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

NASCIMENTO, M. L. R.; FUKUMA, H. T.; HORTELLANI, M. A. **Projeto Itataia – controle de processosna produção de ácidos fosfórico e urânio**. Poços de Caldas: INB, (Manual de Métodos e Análises Químicas), 1998. 143p.

NORDSTROM, D. K.; SMELLE, J. A. T.; WOLF, M. **Chemical and isotopic composition of groundwater and their seasonal variability at the Osamu Utsumi mine and Morro do Ferro analogue study sites, Poços de Caldas, Brasil**. Sweden: Swedish Nuclear Fuel and Wast Management CO, 1990. 111p.

PAMPLIN, P. A. Z. **Avaliação da qualidade ambiental da represa de americana (SP – Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros ecotoxicológicos**. Dissertação (Mestrado) apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental. 1999.

PAMPLIN, P. A. Z. **Estudo comparativo da estrutura da comunidade bentônica de duas represas com diferenças no grau de eutrofização**. 2004. 113f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

PIVETTA, F. R. **Estudo da composição química de águas do Morro do Ferro (MG): Transporte de tório e de diversos elementos traço em solução**. 161f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1983.

PRADO, V. C. S. **O impacto da produção de concentrado de urânio sobre a qualidade da água dos rios: um estudo de caso na área do complexo Minero – Industrial do planalto de Poços de Caldas**. 195f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1994.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas Doces do Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação**. 3. Ed. São Paulo: Editora Escrituras, 2006. 748p.

RONQUI, L. B. **Caracterização limnológica e avaliação de efeitos ambientais causados por efluentes de mina de urânio sobre populações microbianas planctônicas da represa das Antas, Caldas (M. G.)**. 2008. 136f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

ROQUE, F.O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Avaliação preliminar da qualidade da água dos córregos do município de Luiz Antônio utilizando macroinvertebrados como bioindicadores. In: SANTOS J.E.; PIRES, J.S.R. (Eds.). **Estudos Integrados em ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos, Rima, 2000. p. 721-732.

SÉ, J. A. S. **Bioindicadores e os ambientes em constantes mudanças – da bioindicação ao biomonitoramento**. São Carlos, CRHEA-EESC/USP. (monografia). 1993.

SOUZA, P. V. **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, 1995.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Reservoir water quality management**. Shiga: ILEC, (Guidelines of Lake Management Handbook - vol. 9). 1999. 229p.

VALE, M. G. R. **Introdução e otimização de métodos para análise de tório e urânio via espectroscopia α e suas aplicações na análise de águas do Morro do Ferro (MG)**. 101f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1982.

CAPÍTULO 1

Caracterização da macrofauna de invertebrados bentônicos da represa Águas Claras, Caldas, Minas Gerais

RESUMO

O presente estudo teve por objetivo caracterizar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na represa Águas Claras, Caldas (MG). Esta represa foi construída em 1982 para fins de abastecimento da Unidade de Tratamento de Minério das Industrias Nucleares do Brasil. As coletas foram realizadas em 13 pontos de amostragens nos meses de março, junho, setembro e dezembro/2013. A comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi coletada, em triplicata, com uma draga Van Veen (378cm²), lavadas sob peneiras de 250µm e fixadas em formol 10%. No total, foram identificados 1792 espécimes, distribuídos em 37 táxons, pertencentes aos filos Annelida (Classe Oligochaeta) e Arthropoda (Superclasse Insecta). Os meses com maiores riquezas foram junho e dezembro com 23 e 21 taxons, respectivamente. Os oligoquetos representaram 9,2% do total de espécimes. Entre os insetos, a família Chironomidae (ordem Diptera) foi a que apresentou maior riqueza (26 táxons – cerca de 33% do total). Nesta família, *Aedokritus* sp (7,90%), *Beardius phytophilus* (7%) e *Tanytarsus rhabdomantis* (6,60%) foram os mais abundantes. Ainda entre os dípteros, foram identificadas as famílias Ceratopogonidae (0,45% do total) e Chaoboridae (23,50% do total). A ordem Ephemeroptera foi representada exclusivamente pelo gênero *Campsurus* sp (16,50% do total) e Trichoptera (*Cyrnellus* sp e *Polycentropus* sp) representou 8,8% do total. A densidade média do período foi de aproximadamente 303ind.m², sendo que o mês com maior densidade média (junho) contou com 480,26ind.m⁻². Através da aplicação da ANOVA verificou-se que existem diferenças significativas entre os períodos amostrados ($F = 3,0840$, $p = 0,0353$). Através do índice de Bray-Curtis, observou-se que a formação de dois grupos distintos, com maior similaridade obtida entre os pontos 2 e 9 (> 90%), no grupo 1 e maior similaridade entre os pontos 7 e 12 (> 90%) no grupo 2. A diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos estimada pelo índice de Shannon foi de 3,41 variando entre 0,21 e 1,88 para março, 3,55 com amplitude de 0,37 a 1,80 em junho, 3,25 para setembro com variação de 0,62 a 1,23 e para dezembro de 2,66 variando entre 0,11 e 1,68. Neste estudo revelou-se a influencia de fatores ambientais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da represa Águas Claras. Fatores relacionados a impactos decorrentes da atividade humana como o elevado 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 foram ao mesmo tempo importantes devendo-se ter prudência na interpretação dos dados para fins de monitoramento.

Palavras-chave: Ecossistema lântico. Distribuição temporal e espacial. Invertebrados Aquáticos. Mineração.

CHAPTER 1

Characterization of benthic invertebrate macrofauna of the dam Águas Claras, Caldas, Minas Gerais

ABSTRACT

The present study aimed to characterize the structure of the benthic macroinvertebrate community in Águas Claras Dam, Caldas (MG). This dam was built in 1982 for the purpose of supply of Ore Treatment Unit of Nuclear Industries of Brazil. The sampling was performed at 13 sampling sites in the months of March, June, September and December/2013. The community of benthic macroinvertebrates were collected in triplicate with a Van Veen grab (378cm²), washed in sieves of 250µm and fixed in 10% formalin. In total, 1792 specimens distributed in 37 taxa belonging to the phylum Annelida (Class Oligochaeta) and Arthropoda (Superclass Insecta) were identified. The months with the greatest richness were June and December with 23:21 taxa, respectively. Oligochaeta represented 9.2% of the specimens. Among insects, the family Chironomidae (Diptera) showed the highest richness (26 taxa - about 33% of the total). In this family, *Aedokritus* sp (7.90%), *Beardius phytophilus* (7%) and *Tanytarsus rhabdomantis* (6.60%) were the most abundant. Still among the Diptera, the Ceratopogonidae (0.45% of total) and Chaoboridae families (23.50% of total) were identified. The order Ephemeroptera was exclusively represented by gender *Campsurus* sp (16.50% of total) and Trichoptera (*Cyrnellus* sp and sp *Polycentropus*) represented 8.8% of the total. The average density of the period was approximately 303ind.m², being the month with the highest mean density (June) had 480.26 ind/m². By applying the ANOVA it was found that there are significant differences between the sampling periods ($F = 3.0840$, $p = 0.0353$). Through the Bray-Curtis index, it was observed that the formation of two distinct groups, with highest similarity obtained between points 2 and 9 (> 90%) in group 1 and greater similarity between sections 7 and 12 (> 90 %) in group 2. Diversity of the benthic macroinvertebrate estimated using Shannon community was 3.41 ranging between 0.21 and 1.88 for March, 3.55 with range from 0.37 to 1.80 in June , 3.25 for September ranging from 0.62 to 1.23 and 2.66 for December ranged between 0.11 and 1.68. This study revealed the influence of environmental factors on the benthic macroinvertebrate community of Águas Claras Dam. Factors related to impacts resulting from human activities such as the high content of organic matter in the sediment and poor preservation of riparian vegetation. These factors were important in the composition and distribution of organisms. However, other factors such as depth, temperature, size of the mineral particles of sediment were important at the same time one should exercise caution in interpreting data for monitoring purposes.

Keywords: Lentic ecosystem. Temporal and spatial distribution. Aquatic Invertebrates. Mining.

1 INTRODUÇÃO

A construção organizada de reservatórios começou há cerca de 100 anos, caracterizando-os como sistemas artificiais relativamente recentes (HENRY, 2007) com a finalidade de fornecer reservas de água para diversos usos (BRANCO; ROCHA, 1977; TUNDISI, 1988). Entre esses usos destacam-se a produção de energia elétrica e de biomassa, o abastecimento doméstico e industrial, o transporte, a irrigação, a recreação (BRANCO; ROCHA, 1977; TUNDISI, 1988), controle de inundações (BRANDIMARTE et al., 1999; HENRY, 1999; KENNEDY, 1999) entre outros. Tais ambientes apresentam rápidas mudanças nos seus mecanismos de funcionamento e nos gradientes horizontais e verticais; fatores com elevada importância no estudo das variações sazonais, espaciais e verticais ocorrentes em tais ecossistemas (HENRY, 2007), que exibem características intermediárias de rios e lagos. Com isso, com a construção de uma barragem, cria-se um gradiente horizontal de condições químicas, físicas e biológicas ao longo da represa (TUNDISI; MATSUMARA-TUNDISI, 2008). De acordo com Armengol et al., (1999), o barramento das águas também promove alterações físicas e químicas do sedimento, da própria água e conseqüentemente da estrutura e organização das comunidades biológicas.

Dentre as comunidades biológicas, os organismos bentônicos têm um papel importante no metabolismo de ecossistemas aquáticos (PEREIRA; De LUCA, 2003). Estes organismos vivem sobre ou no interior dos sedimentos e muitos dependem do processo de decomposição para obtenção de alimentos (COVICH et al., 1999). Realizam importantes funções nos ecossistemas aquáticos sendo fundamental para a dinâmica de nutrientes, a transformação de matéria, o fluxo de energia e a redução do tamanho de partículas orgânicas facilitando a ação de bactérias e fungos (CALLISTO; ESTEVES, 1995). Tais funções são efetivadas através do biorrevolvimento e da fragmentação do *litter* proveniente da vegetação ripária que se acumula na superfície do sedimento, resultando na liberação de nutrientes para a água e na aeração dos sedimentos (DEVÁI, 1990; CUMMINS; MERRITT, 1996). Esses organismos também são importantes na dieta de peixes, outros invertebrados e aves insetívoras (CUMMINS; MERRITT, 1996). De acordo com Hynes (1970), outro aspecto relevante é que estes são, geralmente, sensíveis às alterações do ambiente, podendo ser utilizados em programas de avaliação e monitoramento.

De acordo com Esteves (1998), a composição, a densidade e a distribuição dos organismos bentônicos dependem do tipo de substrato, disponibilidade e qualidade do

alimento, da temperatura do meio e da concentração de oxigênio, fatores esses que atuam sobre tais organismos. Além dos fatores bióticos como competição e predação (HARPER, 1992).

Entre os principais grupos de macroinvertebrados bentônicos de represas destacam-se as larvas de insetos (SURIANI, 2006), sobressaindo-se os quironomídeos (Diptera), os quais são encontrados em todos os tipos de habitats e em uma ampla faixa de condições ambientais. Outro grupo abundante são os oligoquetos, sendo algumas espécies consideradas boas indicadoras em estudos de poluição ou de estado trófico pela elevada tolerância a sistemas negativamente alterados (WETZEL, 1983).

Com isso, o objetivo do presente estudo foi o de caracterizar a estrutura (composição e abundância) da macrofauna de invertebrados bentônicos na Represa Águas Claras, analisando a distribuição temporal e espacial.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

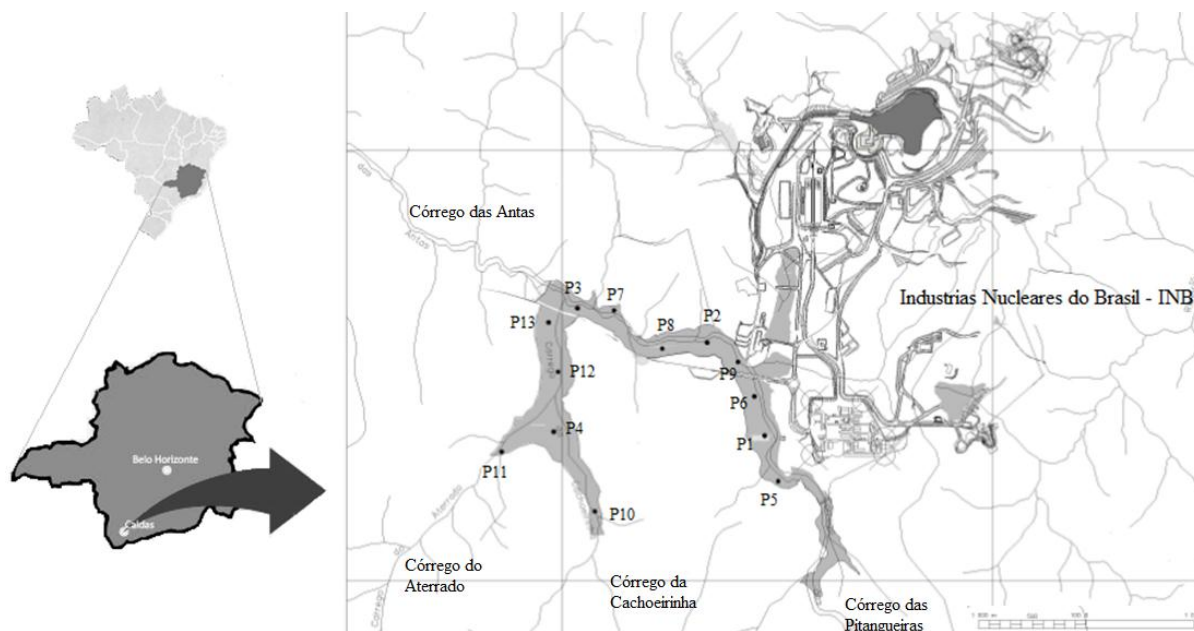
2.1 ÁREA DE ESTUDO

A Represa Águas Claras (21°57'30"S e 46°31'45"W, altitude de 1,293 metros) está localizada nas dependências da Unidade de Tratamento de Minério das Indústrias Nucleares do Brasil (UTM-INB), no município de Caldas (MG) (FIGURA 1). Possui $1,9 \times 10^6$ m² de área inundada e volume de aproximadamente $3,9 \times 10^6$ m³ (INB, 1999). O comprimento máximo e a largura média são de 3500 metros e 250 metros, respectivamente. A profundidade máxima possui cerca de 8 metros e a profundidade média é de 2 metros (INB, 1999). De acordo com Tonon (2011), a represa encontra-se em condições de oligotrofia, apresentando valores médios de fósforo total de $21,85 \mu\text{g.L}^{-1}$ (período seco) e de $5,21 \mu\text{g.L}^{-1}$ (período chuvoso) e de nitrogênio total $65,56 \mu\text{g.L}^{-1}$ (período seco) e $443,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (período chuvoso).

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo tropical de altitude (Cwb), com duas estações bem definidas: (a) de outubro a março, com pluviosidade intensa e temperatura branda e (b) de abril a setembro, com forte estiagem e baixas temperaturas. A precipitação anual média é de 1700 mm (CIPRIANI, 2002) e temperatura anual média é de 18°C (FRAENKEL et al., 1985).

No entorno da represa é observado predomínio de silvicultura e pastagem nas margens direita e esquerda, respectivamente.

Figura 1 - Localização da represa Águas Claras, Cladas, Minas Gerais e distribuição dos pontos de coletas.



Fonte: Autor (2014)

2.2 PROCEDIMENTOS DE AMOSTRAGEM E LABORATORIAIS

As coletas foram realizadas em março, junho, setembro e dezembro de 2013. No total foram estabelecidos 13 pontos de amostragem no reservatório, que foram georreferenciados, utilizando-se um aparelho GPS. Para caracterização da macrofauna bentônica foram obtidas amostras em triplicata utilizando-se uma draga Van Veen (378cm²). O material foi lavado em peneira de malha de 250µm, fixado com formol 10% e acondicionados em baldes plásticos.

A identificação dos organismos foi feita em laboratório sob esteromicroscópio até menor nível taxonômico possível, utilizando-se manuais e chaves de identificação (FERNÁNDEZ; RODRIGUEZ, 2001; MUGNAI et al., 2010; STRIXINO, 2011). Além da utilização de bibliografia especializada, contou-se também com o auxílio de especialistas para diferentes grupos taxonômicos.

Para caracterização do sedimento da represa, amostras foram coletadas com a mesma draga. Em laboratório, as amostras foram secas em estufa e depois foram 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. Após, foi determinada a composição granulométrica (fração inorgânica) em areia grossa, areia média, areia fina, silte e argila através de peneiras granulométricas.

Medidas *in situ* 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 da marca Horiba® modelo U-53. Essas medidas foram tomadas próximas ao sedimento. A transparência da água foi estimada pelo desaparecimento visual do disco de Secchi.

2.3 ANÁLISE DOS DADOS

A riqueza foi estimada através da simples somatória do número de taxons (Ordem, gêneros ou espécie) presentes em cada amostra. Em cada ponto de amostragem, foi calculada a densidade (ind/m²) através da fórmula de Welch (1948):

$$D = (N/A \times R) \times 10.000 \quad (1)$$

no qual D é o número de indivíduos por m², N é o número de indivíduos encontrados na amostra, A é a área do amostrador (cm²) e R o número de amostras coletadas.

A diversidade foi estimada pelo cálculo dos índices de Shannon (heterogeneidade), Pielou (uniformidade) e Simpson (dominância). A similaridade (análise de cluster) entre os ambientes amostrados foi feita através do índice de Bray-Curtis, utilizando-se o método de agrupamento por média não ponderada (UPGMA) para a construção do dendrograma. Esta análise foi feita utilizando-se software livre BioEstat 5.0.

3 RESULTADOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DA REPRESA ÁGUAS CLARAS

Na Tabela 1 estão sumarizados os valores máximos, mínimos, médios e o desvio padrão das variáveis limnológicas da represa Águas Claras. Entre os valores obtidos, a profundidade variou entre 0,20m (setembro) e 6,70m (junho). A transparência da água variou entre 0,20m (Setembro) e 3,50m (junho). No período de estudo, a menor temperatura da água foi registrada em março com 14,10°C e a maior em dezembro com 23,68°C. A concentração média de oxigênio dissolvido na água esteve entre 2,99mg.L⁻¹ (dezembro) e 15,06mg.L⁻¹ (setembro). O pH da água da represa Águas Claras foi, nos meses coletados, levemente ácido com a amplitude média variando entre 5,47 (junho) e 5,98 (setembro). A condutividade elétrica teve maior valor em setembro com 0,51mS.cm⁻¹. A aplicação da análise de variância (ANOVA) apontou que a temperatura, a condutividade elétrica e a transparência da água medida pelo disco de Secchi apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) entre os períodos amostrados.

Os dados referentes aos 13 pontos amostrados para as variáveis da água podem ser vistos no Anexo A.

Tabela 1 - Valores (mínimos, máximos, médios e desvio padrão) das principais variáveis limnológicas da água da represa Águas Claras (MG) nos meses de março, junho, setembro e dezembro.

Variáveis Limnológicas	Março	Junho	Setembro	Dezembro	F	p
Profundidade (m)	0,40 - 6,10 (3,30 ± 2,00)	0,30 - 6,70 (2,80 ± 1,90)	0,20 - 5,70 (2,80 ± 1,70)	0,50 - 6,50 (2,65 ± 1,66)	0,19	0,9003
Disco de Secchi (M)	0,35 - 1,15 (0,62 ± 0,25)	0,30 - 3,50 (1,86 ± 0,95)	0,20 - 2,50 (1,49 ± 0,71)	0,40 - 2,10 (1,23 ± 0,53)	8,07	0,0004
Temperatura da água (°C)	14,10 - 17,90 (16,30 ± 1,09)	16,60 - 18,60 (17,70 ± 0,58)	18,90 - 22,50 (21,10 ± 1,20)	21,61 - 23,68 (22,50 ± 0,62)	131,57	> 0,0001
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,40 - 10,40 (9,01 ± 0,85)	6,30 - 14,14 (9,80 ± 2,26)	7,57 - 15,06 (10,33 ± 2,32)	2,99 - 12,57 (8,04 ± 3,09)	2,39	0,0786
pH	5,15 - 6,51 (5,76 ± 0,41)	4,97 - 5,83 (5,47 ± 0,34)	4,69 - 7,20 (5,98 ± 0,89)	4,62 - 6,66 (5,69 ± 0,49)	1,66	0,1878
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	0,01 - 0,05 (0,03 ± 0,01)	0,02 - 0,25 (0,11 ± 0,10)	0,06 - 0,51 (0,25 ± 0,17)	0,02 - 0,14 (0,06 ± 0,04)	5,56	0,0027

Fonte: Autor (2014)

Para o sedimento coletado na represa Águas Claras, a concentração relativa de matéria orgânica variou entre 12,76% (setembro) e 33,37% (junho) do peso seco.

Para a fração inorgânica (composição granulométrica) observou-se que houve predomínio da fração areia grossa (> 500 µm) na maioria dos pontos em todos os meses de coletas com amplitude média variando entre 36,45% (dezembro) e 47,01% (junho). Para fração argila, a segunda mais representada na represa, os valores médios observados variaram entre 28,04% em junho e 34,65% em setembro (TABELA 2). A aplicação da análise de variância (ANOVA) indicou não existir diferença significativa entre os períodos amostrados.

Os dados referentes aos 13 pontos amostrados para o teor de matéria orgânica e para as frações granulométricas do sedimento podem ser vistos no anexo B.

Tabela 2 - Porcentagens (mínimas, máximas, médias e desvio-padrão) do teor de matéria orgânica e das frações granulométricas no sedimento da represa Águas Claras (MG).

	Março	Junho	Setembro	Dezembro	F	p
Matéria Orgânica	15,81 - 28,16 (21,68 ± 3,69)	17,66 - 33,37 (23,16 ± 3,89)	12,76 - 30,25 (21,32 ± 4,71)	19,02 - 24,28 (19,21 ± 5,72)	1,75	0,2059
Areia Grossa (> 500 µm)	19,04 - 69,92 (45,01 ± 17,50)	17,43 - 71,2 (47,01 ± 17,42)	8,85 - 69,54 (42,86 ± 15,60)	19,38 - 62,83 (36,45 ± 13,11)	1,51	0,2218
Areia Média (< 500 µm > 250 µm)	4,76 - 25,24 (11,00 ± 5,45)	5,03 - 17,14 (10,43 ± 3,69)	2,28 - 21,65 (9,74 ± 5,45)	3,51 - 21,99 (10,15 ± 5,45)	0,24	0,8704
Areia Fina (< 250 µm > 62.5 µm)	2,47 - 22,99 (8,94 ± 5,80)	3,55 - 34,07 (10,82 ± 8,69)	2,73 - 22,31 (9,33 ± 5,22)	5,07 - 24,37 (13,78 ± 6,88)	0,73	0,5444
Silte (< 62.5 µm > 3.9 µm)	1,46 - 20,12 (5,05 ± 5,36)	1,6 - 8,05 (3,69 ± 1,88)	0,1 - 8,14 (3,40 ± 1,98)	1,39 - 20,27 (5,71 ± 5,08)	0,68	0,5712
Argila (< 3.9 µm)	6,39 - 72,17 (29,98 ± 16,28)	6,61 - 53,59 (28,04 ± 14,44)	8,8 - 84,12 (34,65 ± 17,67)	19,13 - 58,74 (32,92 ± 13,00)	0,36	0,7829

Fonte: Autor (2014)

3.2 ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Considerando o período analisado foram coletados 1792 espécimes bentônicos na represa Águas Claras. No total foram identificados 37 taxons, pertencentes aos filos Anellida (classe Oligochaeta) e Arthropoda (superclasse Insecta), conforme apresentado na Tabela 3. Os oligoquetos representaram aproximadamente 9,20% do total de organismos coletados, sendo representados por três espécies da família Naididae. Entre estes organismos, *Limnodrilus hoffmeisteri* foi o mais abundante representando aproximadamente 8,87% do

total coletado. Entre os insetos, a família Chironomidae (ordem Diptera) foi a que apresentou maior riqueza (26 taxons) e correspondeu a cerca de 33% do total. Entre os quironomídeos identificados, *Aedokritus* ($\approx 8,0\%$), *Beardius phytophilus* ($\approx 7,0\%$) e *Tanytarsus rhabdomantis* ($\approx 6,6\%$) foram os mais abundantes. Ainda entre os dípteros, foram identificados indivíduos pertencentes às famílias Ceratopogonidae e Chaoboridae, sendo que esta última representou 23,5% do total. A ordem Ephemeroptera, representada exclusivamente pelo gênero *Campsurus*, correspondeu a aproximadamente 16,5% do total dos organismos bentônicos e Trichoptera, representada apenas pelos gêneros *Cyrnellus* e *Polycentropus*, representou 8,87% do total. As ordens Odonata (*Phyllocycla*), Lepidoptera e Coleoptera (Dytiscidae) corresponderam, juntas, com cerca de 0,2% do total de organismos coletados.

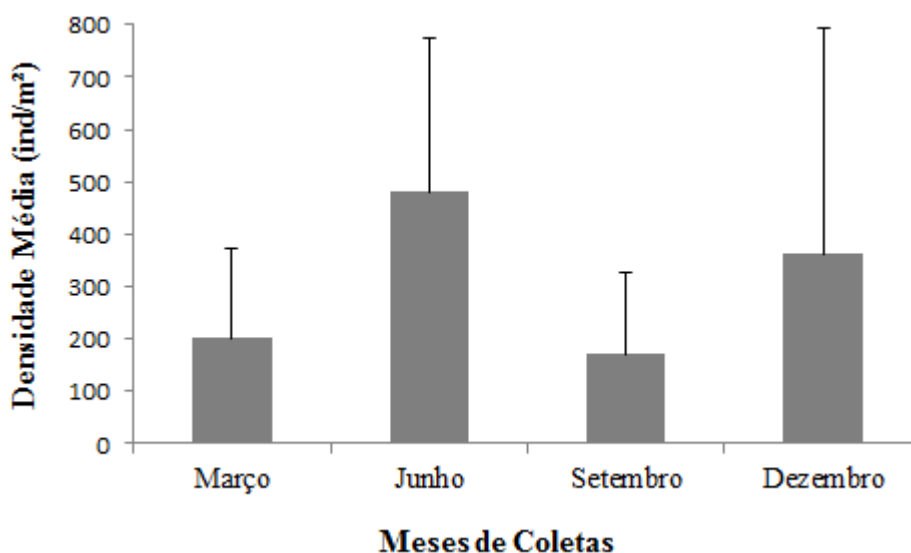
Tabela 3 - Composição taxonômica, abundância absoluta e relativa da comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes na represa Águas Claras (MG).

TAXON	N	%	TAXON	N	%
Filo ARTHROPODA			<i>Paralauterboniella</i>	8	0.45
Classe INSECTA			<i>Polypedilum (tripodura)</i>	40	2.23
Ordem LEPIDOPTERA			<i>Tanytarsus alfredoy</i>	2	0.11
Família Pyralidae			<i>Tanytarsus rhabdomantis</i>	118	6.58
Não identificado	2	0.11			
Ordem COLEOPTERA			Subfamília Tanypodinae		
Família Dytiscidae			<i>Ablabesmyia (karelia)</i>	44	2.46
Não identificado	1	0.06	<i>Ablabesmyia gr. annulata</i>	7	0.39
Ordem DIPTERA			<i>Coelotanypus</i>	20	1.12
Família Chaoboridae			<i>Caladomyia ortonii</i>	67	3.74
<i>Chaoborus</i>	422	23.5	<i>Clinotanypus</i>	1	0.06
Família Ceratopogonidae			<i>Procladius (Tipo a)</i>	1	0.06
Não identificado	8	0.45	<i>Procladius (Tipo b)</i>	5	0.28
Família Chironomidae			Ordem EPHEMEROPTERA		
Subfamília Chironominae			Família Polymitarcyidae		
<i>Aedokritus</i>	143	7.98	<i>Campsurus</i>	297	16.6
<i>Asheum</i>	1	0.06	Ordem TRICHOPTERA		
<i>Beardius phytophilus</i>	126	7.03	Família Polycentropodidae		
<i>Chironomus sp9</i>	8	0.45	<i>Cyrnellus</i>	48	2.68
<i>Chironomus calligraphus</i>	3	0.17	<i>Polycentropus</i>	111	6.19
<i>Chironomus columbiensis</i>	16	0.89	Ordem ODONATA		
<i>Chironomus fitzkawi</i>	12	0.67	Família Gomphidae		
<i>Chironomus latislilus</i>	13	0.73	<i>Phyllocycla</i>	1	0.06
<i>Chironomus santicarolli</i>	49	2.73	Filo ANNELIDA		
<i>Cladopelma forcipis</i>	21	1.17	Classe OLIGOCHAETA		
<i>Cricotopus</i>	2	0.11	Família Tubificidae		
<i>Cryptochironomus brasiliens</i>	4	0.22	<i>Botrioneurum americanus</i>	4	0.22
<i>Dicrotendipes</i>	2	0.11	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	159	8.87
<i>Goeldchironomus maculatus</i>	8	0.45	<i>Pristina americana</i>	2	0.11
<i>Goeldchironomus serratus</i>	16	0.89			
TOTAL	---	---	TOTAL	1792	100

Fonte: Autor (2014)

Na Figura 2 é mostrada a variação temporal da densidade média dos macroinvertebrados bentônicos coletados na represa Águas Claras (MG). A maior densidade média foi registrada em julho com aproximadamente 480ind.m^{-2} ($\pm 292,79$). Em março, a densidade média estimada foi de cerca de 202ind.m^{-2} ($\pm 169,55$), setembro com cerca de 170ind.m^{-2} ($\pm 155,46$) e em dezembro, observou-se 362ind.m^{-2} ($\pm 432,32$), aproximadamente. Através da aplicação da ANOVA verificou-se que existem diferenças significativas entre os períodos amostrados ($F = 3,0840$, $p = 0,0353$).

Figura 2 – Variação temporal da densidade média dos macroinvertebrados bentônicos na represa Águas Claras (MG).

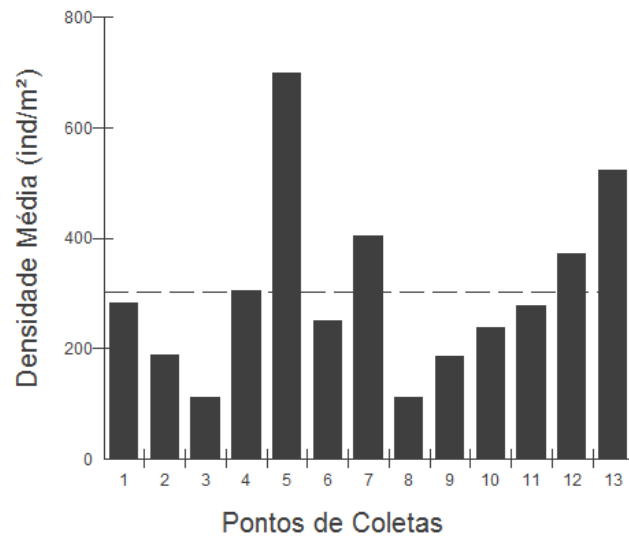


Fonte: Autor (2014)

A densidade média total no período correspondeu a cerca de 303ind.m^{-2} (FIGURA 3). Considerando as densidades médias nos diferentes pontos de amostragem em todo o período estudado (março, junho, setembro e dezembro de 2013), nota-se que a maioria dos pontos esteve abaixo deste valor. Os pontos 5 e 13 foram aqueles que apresentaram maiores densidades médias, com valores, aproximadamente, de 699ind.m^{-2} e 522ind.m^{-2} , respectivamente. Já nos pontos 3 e 8 foram registradas as menores densidades médias ($\pm 112\text{ind.m}^{-2}$).

No anexo C encontram-se os períodos de coletas (março, junho, setembro e dezembro de 2013) analisados separadamente.

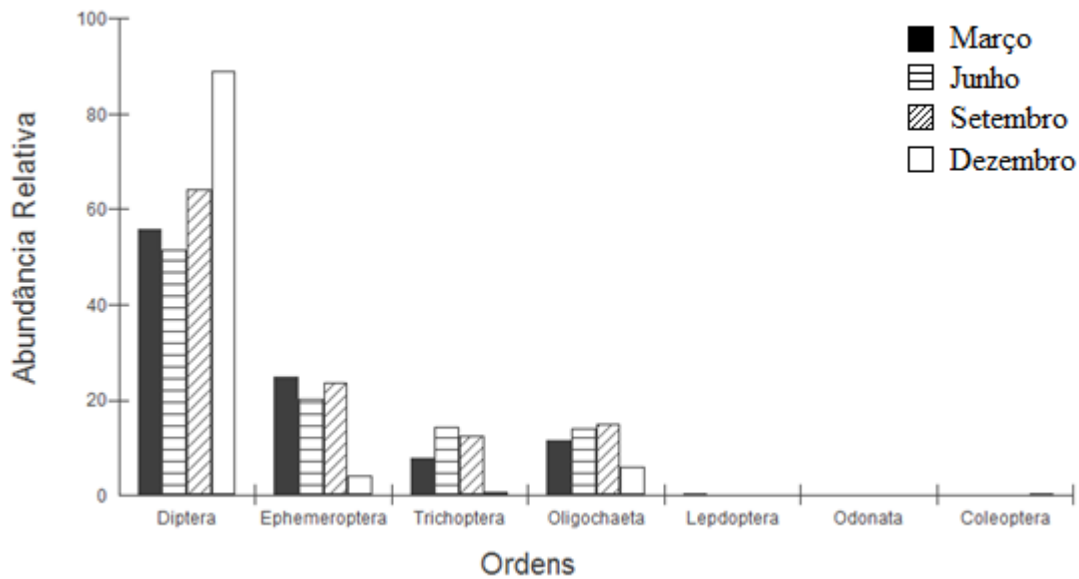
Figura 3 - Variação espacial das densidades médias dos macroinvertebrados bentônicos da represa Águas Claras (MG). A barra pontilhada é a densidade média total.



Fonte: Autor (2014)

Considerando as quatro amostragens, observa-se que a ordem Diptera representou mais de 50% dos organismos coletados nos diferentes períodos, atingindo seu máximo em dezembro (88,97%). A abundância relativa de Ephemeroptera variou entre 4,11% (dezembro) e 24,45% (março). Os Trichoptera tiveram baixa abundância em março, representando cerca de 7,70% dos macroinvertebrados encontrados para o mês. Entretanto este valor quase dobrou nas coletas realizadas em junho (14,40%) e setembro (12,36%), contudo, em dezembro, o valor obtido foi de 0,56%. As ordens Lepidoptera (0,34% - março; 0,18% - dezembro), Odonata (0,14% - junho) e Coleoptera (0,19% - dezembro) apresentaram ocorrência eventual. A classe Oligochaeta representou aproximadamente 11,3% em março, 14,0 % em junho, 14,8% em setembro e 5,98% em dezembro (FIGURA 4).

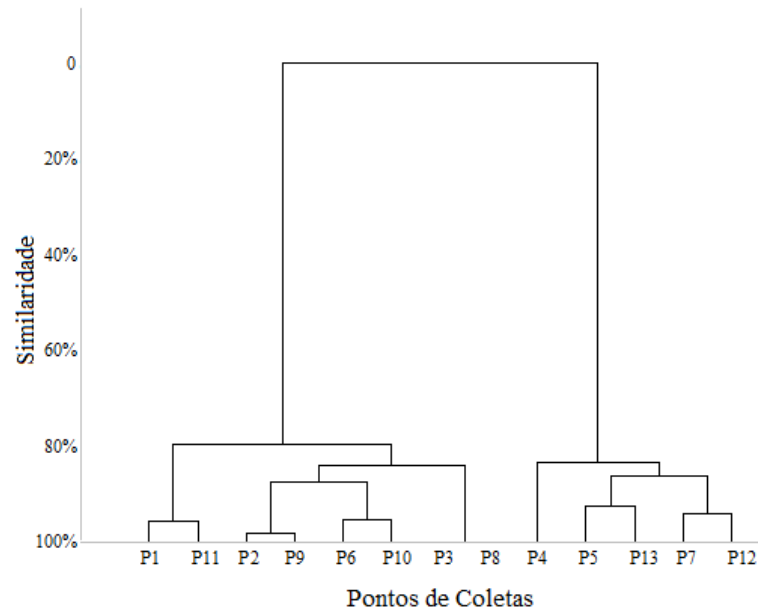
Figura 4 - Abundância relativa dos grupos de macroinvertebrados bentônicos presentes na represa Águas Claras (MG).



Fonte: Autor (2014)

Na Figura 5 é apresentado o dendograma da aplicação do índice de Bray-Curtis. Nota-se que se formaram dois grupos distintos, um com os pontos 1, 2, 3, 6, 8, 9, 10 e 11 e outro com os pontos 4, 5, 7, 12 e 13. A maior similaridade foi obtida entre os pontos 2 e 9 (> 90%) no grupo 1 e entre os pontos 7 e 12 (> 90%) no grupo 2. Já os pontos 1 e 11 foram os pontos com menor similaridade com os demais (grupo 1) e o ponto 4 o menos similar no grupo 2.

Figura 5 - Dendrograma de similaridade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre os ambientes amostrados, utilizando-se o índice de Bray-Curtis e o método de ligação UPGMA.



Fonte: Autor (2014)

A Tabela 4 sumariza os valores obtidos para os índices de diversidade e riqueza de espécies para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na represa Águas Claras (MG). A diversidade da comunidade estimada pelo índice de Shannon variou entre 2,661 (dezembro) e 3,555 (junho). O maior valor foi encontrado no ponto 5 em março (1,879), e o menor (0,112) no ponto 13 em dezembro. Com relação à riqueza registrou-se um total de 17 espécies em março, 23 espécies no mês de junho, 15 em setembro e 21 para dezembro, com variação de zero (ponto 6 – setembro) a 12 espécies (ponto 5 – junho). Os pontos de amostragem em que se observou maior uniformidade de espécies foram os pontos 3 em setembro e ponto 8 em dezembro com valor igual a 1, enquanto que a menor uniformidade ocorreu no ponto 9 em março com valor de 0,3095. Os pontos 6 (setembro) e 7 (dezembro) apresentaram 0 e 1 indivíduos, respectivamente, não sendo possível os cálculos dos índices.

Tabela 4 – Riqueza (S), Diversidade de Shannon (H'), Dominância de Simpson (D) e Uniformidade (E) da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na represa Águas Claras (MG).

		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	Total
Março	S	7	5	3	2	7	9	5	3	2	5	4	2	2	17
	H'	1,699	1,171	1,079	0,586	1,879	1,566	0,9838	1,004	0,2146	1,162	0,918	0,4506	0,3046	3,415
	D	0,7639	0,5985	0,6531	0,3967	0,8395	0,705	0,5651	0,6122	0,1049	0,5995	0,4844	0,2778	0,1653	0,9505
	E	0,873	0,7275	0,9821	0,8454	0,9656	0,7126	0,6112	0,9141	0,3095	0,7222	0,6622	0,65	0,4395	0,8485
Junho	S	9	4	7	5	12	9	4	2	2	8	10	4	3	23
	H'	1,678	1,618	1,595	0,6144	1,802	1,48	0,7321	0,3768	0,3718	1,28	1,554	0,4764	0,7001	3,555
	D	0,7784	0,7853	0,7561	0,2921	0,7349	0,6399	0,4019	0,2188	0,2149	0,6241	0,6621	0,2331	0,4109	0,9545
	E	0,9045	0,8239	0,8196	0,3818	0,7253	0,6736	0,5281	0,5436	0,5364	0,6157	0,675	0,3436	0,6372	0,8137
Setembro	S	5	2	3	4	4	0	8	5	1	4	6	9	3	15
	H'	1,205	0,6902	1,099	1,049	0,6238	0	1,232	0,9876	0	1,034	0,8433	1,147	0,9348	3,254
	D	0,5956	0,497	0,6667	0,5496	0,2951	0	0,6037	0,5204	0	0,5455	0,4256	0,4936	0,5785	0,9398
	E	0,7486	0	1	0,7453	0,428	-	0,5463	0,6136	-	0,9464	0,3681	0,4234	0,65	0,7805
Dezembro	S	8	5	5	3	5	3	1	2	7	2	5	3	2	21
	H'	1,45	1,399	1,234	0,3471	0,847	0,8676	0	0,6931	1,68	0,4506	1,175	0,3616	0,112	2,661
	D	0,6351	0,7284	0,609	0,16	0,4116	0,5	0	0,5	0,7734	0,2778	0,6325	0,1659	0,04622	0,8139
	E	0,6975	0,8692	0,7668	0,3159	0,5263	0,7897	0	1	0,8634	0,65	0,7303	0,3291	0,1616	0,6768

Fonte: Autor (2014)

4 DISCUSSÃO

O reservatório Águas Claras foi identificado como um ambiente heterogêneo com característica oligotrófica, apresentando índice médio de estado trófico < 44 estimado a partir do cálculo dos índices de Carlson modificado por Toledo et al. (1983) (TONON, 2011). Em represas, o processo de “envelhecimento” ocorre mais rapidamente do que em ambientes naturais, principalmente pelo aporte de nutrientes pelos tributários (POP; HOAGLAND, 1995) assim como pelo alto grau de crescimento populacional e industrial. Entretanto, o recebimento de efluentes tratados pela instalação nuclear, advindos das drenagens ácidas (rejeitos de minério de urânio de baixo teor, menor que 0,02% (MARQUES, 2006) não parece estar afetando o processo de eutrofização da represa.

A temperatura é o fator ambiental mais importante que afeta a multiplicação dos microrganismos (FRANCO; LANDGRAF, 2002) e também a composição da fauna de forma geral. Para a represa Águas Claras, temporalmente observou-se um aumento na média da temperatura da água da primeira para última coleta (março $<$ junho $<$ setembro $<$ dezembro), havendo diferenças significativas entre elas ($p < 0,0001$). Em trabalhos como os de Iliopoulou-Georgudaki et al., (2003), Davanso e Henry (2006) e Fulan e Henry (2006), as abundâncias de Chironomidae, Odonata e Oligochaeta diminuíram com o aumento da temperatura da água. Todavia, no presente estudo o aumento da temperatura não evidenciou tal fato para esses taxons, pois houve pouca variação na porcentagem de quironomídeos com maior porcentagem em dezembro (mês com maior valor de temperatura da água) e para os oligochaeta houve aumento até a terceira coleta (setembro), com diminuição em dezembro entretanto a variação entre os meses não foi significativa ($p = 0,5175$). Odonata foi encontrado esporadicamente, apenas um espécime, não sendo possível tal avaliação.

A variável temperatura também influencia inversamente a solubilidade do oxigênio dissolvido na água (HYNES, 2001). No hipolimnion (zona profunda de ambientes lênticos) não houve baixa concentração média de oxigênio dissolvido, sendo a maior concentração média em setembro (10,33mg/L), mesmo com o aporte de carga de minério de urânio proveniente da UTM-INB e pela concentração de matéria orgânica trazidas através dos tributários. Entretanto, nos quatro períodos de coletas, notou-se que o ponto mais profundo (ponto 13) é o que possui menor concentração de oxigênio dissolvido (chegando a 2,99mg/L em dezembro), provavelmente devido à influência da temperatura e da menor intensidade luminosa que diminuem a taxa de fotossíntese. Segundo Straskraba e Tundisi (1999), um dos mais graves problemas da qualidade da água em reservatórios é a anoxia próxima ao sedimento, que

promove a rápida liberação de substâncias (incluindo fósforo, ferro e manganês), acarretando no surgimento, ou aumento, da concentração de gases (sulfídrico, metano, etc.) formados pela decomposição de matéria orgânica, que pode atingir níveis tóxicos.

O pH da represa estudada foi em média ácido com variação de 5,47 (junho) a 5,98 (setembro). Odum (2007) considera que águas ácidas são características de regiões embasadas sobre rochas ígneas e metamórficas e Franco e Landgraf (2002) dizem que o pH em torno da neutralidade, isto é, entre 6,5 e 7,5 é o mais favorável para a maioria dos microrganismos. A represa Águas Claras apresentou pH médio abaixo da neutralidade, entretanto os valores encontrados são considerados dentro da tolerância biológica para a maioria dos organismos de água doce (PENNAK, 1991).

Para Pérez (2003), além do pH a condutividade elétrica também é uma das variáveis que mais contribuem para a determinação da estrutura e funcionamento dos ambientes aquáticos. Nesse estudo, a condutividade média foi bem inferior a outros trabalhos (SORIANO, 1997; TUNDISI et al., 1981), porém não influenciando a composição e distribuição dos táxons.

A transparência da água pode corresponder a valores que variam de 1 a 15 % da luz que atinge a superfície e penetra na coluna d'água. As características e quantidade de matéria orgânica dissolvida e em suspensão na água podem acarretar na redução da transmissão da luz decorrente da absorção e da dispersão pela água (WETZEL, 1983). Neste trabalho notou-se aumento da transparência da água da estação chuvosa, março e dezembro, para seca, junho e setembro ($p = 0,0004$) com amplitude média entre 0,62m em março e 0,86m em junho. Segundo Tundisi et al., (1993), em reservatório tropicais o aumento da transparência da água no período seco, é resultado do menor aporte de materiais dissolvidos e particulados devido a baixa precipitação pluviométrica nesse período.

Em estudos de ambientes aquáticos também é importante levar em consideração a caracterização do sedimento da área averiguada. A represa Águas Claras apresentou sedimento com mais de 10% de matéria orgânica em todos os pontos (variação entre 12,76% a 33,37%), podendo ser considerada como sedimento orgânico (BEGHELLI, 2011). Essa alta taxa de matéria orgânica registrada para o reservatório Águas Claras, pode estar relacionada com o aporte de nutrientes, substâncias, etc., advindos através dos quatro tributários principais. Apesar da alta carga de matéria orgânica encontrada, a represa não apresenta indícios de eutrofia. O teor médio de matéria orgânica, para os meses verificados, variou de 19,21% a 23,16%, podendo ser consideradas altas quando comparadas a outros estudos (PAMPLIN, 1999; JORCIN; NOGUEIRA, 2008; NUNES, 2012).

A distribuição temporal e espacial da macrofauna bentônica na represa Águas Claras não parece estar associada ao tipo de sedimento, pois nos períodos averiguados se constatou uma maior abundância em regiões onde predominam as frações mais grossas de sedimento (areia grossa). Este padrão não se mostrou constante em todo período analisado. Na porção mais fina de sedimento (argila) os organismos bentônicos também foram bastante registrados e em menor proporção nas amostras intermediárias de areia média, areia fina e silte.

Com relação à composição taxonômica, a família Chironomidae (Diptera) foi predominante nas quatro estações de amostragens (março, junho, setembro e dezembro) perfazendo 46,48%, 36,58%, 35,81% e 43,55%, respectivamente. Outros estudos também indicam este grupo, juntamente com Oligochaeta, como o principal componente da macrofauna bentônica em ambientes lênticos, podendo haver variações na predominância segundo as condições ambientais e fatores históricos. Callisto et al., (2005) registraram Chironomidae variando entre 20,8% e 37,5% do total das amostras e Lucca et al., (2010) encontraram predomínio dessa família tanto no período chuvoso quanto no período seco em ambiente lêntico oligotrófico.

Chironomidae (Diptera) também foi o grupo taxonômico que mais contribuiu para a riqueza da represa Águas Claras, e esse resultado pode ser considerado (para ambientes lênticos) como um padrão em estudos da macrofauna bentônica (CALLISTO et al., 2005; FUSARI; FONSECA-GESSNER, 2006; PAMPLIN; ALMEIDA; ROCHA, 2006; SHOSTELL; WILLIAMS, 2007; JORCIN; NOGUEIRA, 2008; LUCCA et al., 2010).

A espécie *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta – Naididae) também obteve registro alto com 8,87% do total de espécies, e de acordo com Verdonshot (1989) essa espécie é considerada a mais tolerante a poluição dentre os Oligochaeta. O aumento na densidade destes organismos acompanhado por um decaimento na diversidade de outras espécies bentônicas, em ambientes continentais, é considerado um indicador de enriquecimento orgânico (DORNFELD et al., 2006; MARTINS; ESTEPHANS; ALVES, 2008). Simultaneamente, alguns estudos apontam o gênero *Chironomus* sp (Diptera – Chironomidae) como um dos taxons mais tolerante a impactos (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1995; ADRIANSENS et al, 2004; SIMIÃO-FERREIRA et al., 2009). Nesse estudo *Chironomus* foi registrado com 5,64%.

Em um ambiente lêntico, o ecossistema aquático pode ser fortemente influenciado pela profundidade, pois em locais mais rasos há a ocorrência de condições diversificadas de luminosidade, temperatura, mistura da coluna d'água, composição do sedimento, alimento, maior oxigenação do fundo, etc (LAMPERT; SOMMER, 2007; TUNDISI; MATSUMARA-

TUNDISI, 2008). Neste sentido foram observados para a represa Água Claras maiores valores de riqueza e diversidade associados às amostras mais rasas (< 1,45m). A diferença entre essa região e a região profunda foi altamente significativa ($p = 0,0116$ para riqueza; $p = 0,0076$ para diversidade de Shannon; $p = 0,0266$ para dominância de Simpson).

Esta variação também foi encontrada por Cleto-Filho e Arcifa (2006). Contudo, observou-se neste trabalho maior densidade média nos pontos mais profundos (7, 12 e 13) e no ponto 5, onde a alta densidade foi devido a grande presença de indivíduos dos gêneros *Polycentropus* sp e *Cyrnellus* sp (Trichoptera - Polycentropodidae), que corresponderam juntos a aproximadamente 58% dos organismos coletados neste ponto. Neste ponto há ocorrência de muita macrofita (não identificada) além de ser um ponto em local de transição entre o córrego Pitangueiras e a represa. Já no ponto 7 a alta densidade foi devido a presença do gênero *Campsurus* sp (Ephemeroptera – Polymitarceyidae) com 58,89%. Nos pontos 12 e 13 o alto valor de densidade encontrado se deve as larvas de *Chaoborus* sp (Diptera – Chaoboridae) que foram frequentemente encontradas com 86,02% do total para a espécie. Cleto-Filho e Arcifa (2006) também registraram aumento no predomínio de larvas de *Chaoborus* sp com o aumento da profundidade. A menor densidade média foi registrada no ponto mais próximo a barragem (ponto 3). Provavelmente este local esteja sofrendo influencia da mesma.

As análises de similaridade realizadas indicam que a divisão espacial e a heterogeneidade temporal registrada no estudo podem ser aceitas, havendo diferenças significativas entre os dois grupos na composição da comunidade ($F = 17,02$; $p = 0,002$).

Os índices de diversidade podem ser atribuídos à deterioração da qualidade de água. Neste estudo os índices de diversidade registrados de $H' = 3,415$ para março, $H' = 3,555$ em junho, $H' = 3,254$ em setembro e $H' = 2,661$ para dezembro, se comparados ao trabalho de Wilhm e Dorris (1968), que sugerem a seguinte regra geral para avaliar a qualidade da água: $H' < 1,0$ – forte poluição; $1,0 > H' < 3,0$ – poluição moderada e $H' > 3,0$ – água sem poluição, indicam que todo o sistema apresenta água com índices de poluição moderada a sem poluição.

5 COCLUSÃO

A identificação de organismos em níveis taxonômicos mais abrangentes deve ser evitada ao máximo possível, pois pode ocasionar resultados errôneos. No caso do reservatório Águas Claras a classificação dos espécimes em nível de família dificilmente teria utilidade já que foram encontradas apenas nove famílias. Com exceção das famílias em que se encontrou apenas um táxon, a perda de informação seria substancial com relação aos outros grupos como, por exemplo, Chironomidae que esteve distribuída em 26 taxons e sua distribuição foi diferenciada de acordo com as condições ambientais.

Neste estudo revelou-se a influencia de fatores ambientais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da represa Águas Claras. Fatores relacionados a impactos decorrentes da atividade humana como o elevado 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, concentração de oxigênio dissolvido na água foram ao mesmo tempo importantes devendo-se ter prudência na interpretação dos dados para fins de monitoramento.

Por fim, mesmo os dados obtidos apontando que a represa Águas Claras é um ambiente heterogêneo com características oligotróficas (TONON, 2011), este reservatório pode estar recebendo maiores impactos.

REFERÊNCIAS

- ADRIANSENS, V. et al. Potential of bio-indication of chironomid communities for assessment of running water quality in Flanders (Belgium). **Belg. J. Zoo.** v. 134, n. 1, p. 31 – 40, 2004.
- ARMENGOL, J.; GARCIA, J. G.; COMERMA, M.; ROMERO, M.; DOLZ, J.; ROURA, M.; HAN, B. H.; VIDAL, A.; SIMEK, K. Longitudinal processes in canyon type reservoir: the case of Sal (ne. Spain). In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M (Eds.) **Theoretical reservoir ecology and its applications.** Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. 1999. p. 313 – 345.
- BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas.** São Paulo, Editora Edgard Blücher/CETESB. 1977.
- BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, M. e SHIMIZU, G.Y. Comunidades de Invertebrados Bentônicos nas Fases de Pré-e-Pós Enchimento em Reservatórios: Um Estudo de Caso no Reservatório de Aproveitamento Múltiplo de Mogi-Guaçu (SP). In: HENRY, R. (Eds.), **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais.** Botucatu, FAPESP FUNDIBIO, 1999. p. 377-407.
- BEGHELLI, F. G. S. **Caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e fatores abióticos da represa Itupararanga (Bacia do alto Sorocaba).** 117f. Dissertação (Mestrado). 2011.
- CALLISTO, M., ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis.** v. 1, p. 281-291, 1995.
- CALLISTO, M. et al. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the Lower São Francisco River (Northeastern Brazil). **Braz. J. Biol.** v. 65, p. 229 – 240, 2005.
- CIPRIANI, M. **Mitigação dos impactos sociais e ambientais decorrentes do fechamento definitivo de minas de urânio.** 332 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia, Universidade de Campinas, Campinas, 2002.
- CLETO-FILHO, S. E. N.; ARCIFA, M. S. Horizontal distribution and temporal variation of benthos in a tropical Brazilian lake. **Acta Limnol. Bras.** v. 18, n. 4, p. 407 – 421, 2006.
- COVICH, A. P.; PALMER, M. A. CROWL, T. A. The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. **BioScience.** v. 49, n. 2, 1999.
- CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W. Ecology and distribution of aquatic insects. In: MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Ed.). **An introduction to the aquatic insects of North America.** Dubuque: Kendall/Hunt, cap. 6, p. 74-86, 1996.

DEVÁI, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton. **Hidrobiologia**, v. 191, p. 189-198, 1990.

DAVANSO, R.C.S.; HENRY, R. A biodiversidade bentônica em lagoa marginal ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura, na represa de Jurumirim. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 4, p. 347-357, 2006.

DORNFELD, C. B. et al. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** v. 18, n. 2, p. 189 – 197, 2006.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia** . 2a ed. Rio de Janeiro: Interciência Ltda, 1998.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMINGUEZ, E. **Guia para La determinación de los artrópodos bentônicos sudamericanos**. (Eds). Tucumán, Argentina: Editorial Universitária de Tucumán. 2001.

FRANCO, B. D. G. M.; LANDGRAF, M. **Microbiologia dos Alimentos**. Atheneu, São Paulo, 2002.

FRAENKEL, M. O.; SANTOS, R. C.; LOURENÇO, F. E. V. L.; MUNIZ, W. S. **Jazida de urânio no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais**. In: Principais Depósitos Minerais do Brasil. DNPM, v.1, Cap.5, p.89-103, 1985.

FULAN, J. A.; HENRY, R. The Odonata (Insecta) assemblage on Eichhornia azurea (Sw.) Kunth (Pontederiaceae) stands in Camargo Lake, a lateral lake on the Paranapanema River (state of São Paulo, Brazil), after an extreme inundation episode. **Acta Limnol. Bras.** v. 18, n. 4, p. 99-127, 2006.

FUSARI, L. M.; FONSECA-GESSNER, A. A. Environmental assessment of two small reservoir in southeastern Brazil, using macroinvertebrate community metrics. **Acta Limnol. Bras.** v. 18, n. 1, p. 89 – 99. 2006.

HARPER, D. **Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration**. London: Chapman & Hall, 1992. 327p.

HENRY, R. (ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: FAPESP FUNDIBIO, 1999. 799 p.

HENRY, R. **Ecologia de Reservatórios**. Estrutura, Função e Aspectos Sociais. Botucatu: Editora Funbio, 2007. 800p.

HOLMES, N. A.; MCINTYRE, A. D. (Eds.). **Methods for study of marine benthos**. Oxford: Blackwell Scientific Publication, (IBP Handbook n. 16). 1974. 334 p.

HYNES, H. B. N. **The ecology of running waters**. Liverpool. Univ. Press. 1970. 555p.

HYNES, H. B. N. **The Ecology of Running Waters**. 1. ed. (1970). Ontario: The blackburn press. 2001. 555 p.

INB – INDUSTRIAS NÚCLEARES DO BRASIL. Relatório Industrias Nucleares do Brasil (INB) – **Complexo Industrial do Planalto de Poços de Caldas – CIPC para solicitador Licença de Operação junto ao IBAMA**. Poços de Caldas: Diretoria de Recursos Minerais, DRM da INB, 1999. 110p.

ILIOPOULOU-GEORGUDAKI, J.; KANTZARIS, V.; KATHARIOS, P.; KASPIRIS, P.; GEORGIADIS, T.; MONTESANTOU, B. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). **Ecological Indicators**, v. 2, p. 345–360, 2003.

JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). **Braz. J. Biol.**, v. 68., p. 1013 – 1024, 2008.

KENNEDY, R.H. Reservoir design and operation: limnological implications and management opportunities. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.), **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, 1999. p. 1-28.

LAMPERT, W.; SOMMER, U. Communities. In: **Limnoecology**. NY: Oxford University Press. 2007. p. 201 – 234.

LUCCA, J. V. et al. Benthic macroinvertebrates of a tropical lake. Lake Caçó, MA, **Brazil**. **Braz. J. Biol.** v. 70, n. 3, p. 593 – 600, 2010.

MARQUES, C. N. **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, 2006.

MARTINS, R. T.; STEPHAN, N. N. C.; ALVES, R. G. Tubificidae (Annelidae: Oligochaeta) as indicator of water quality in a urban stream in Southeast Brazil. **Acta Limnol. Bras.** v. 20, n. 3, p. 221 – 226, 2008.

MUGNAI, R., J. L. NESSIMIAN, AND D. F. BAPTISTA. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. 1ª edição. Technical Books Editora. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2010.

NUNES, M. V. Interações tróficas entre a espécie *Geophagus brasiliensis* e a comunidade de macroinvertebrados brasiliensis em reservatórios de diferentes graus de trofia. Dissertação (Mestrado). 113 f. 2012.

ODUM, E. **Fundamentos de Ecologia**. 5. Ed. São Paulo: Thomson Learnig, 2007.

PAMPLIN, P. A. Z. **Avaliação da qualidade ambiental da represa de americana (SP – Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros ecotoxicológicos**. Dissertação (Mestrado) apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental, 1999.

PAMPLIN, P. A. Z.; ALMEIDA, T. C. M.; ROCHA, O. Composition and distribution of benthic macroinvertebrates in Americana Reservoir (SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** v. 18, n. 2, p. 121 – 132, 2006.

PENNAK, R. W. **Freshwater invertebrates of the United States. Protozoa to Mollusca.** 3^a ed. Nova York: John Wiley & Sons, 1991.

PEREIRA, D.; DE LUCA, S.J. Benthic macroinvertebrates and the quality of the hydric resources in Maratá Creek basin (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 57-68, 2003.

PÉREZ, G. R. **Bioindicación de la calidad del agua en Colombia.** Imprenta Universidad de Antioquia, 2003.

POPP, A.; HOAGLAND, K. D. Changes in benthic community composition in response to reservoir aging. **Hydrobiologia**, v.306, p.159-71, 1995.

SHOSTELL, J. M.; WILLIAMS, B. S. Habitat complexity as a determinant of benthic macroinvertebrate community structure in cypress tree reservoirs. **Hydrobiologia**. v. 575, p. 389 – 399, 2007.

SIMIÃO-FERREIRA, J. et al. Chironomidae assemblage structure in relation to organic enrichment of an aquatic environment. **Ecology, behavior and bionomics**. v. 38, n. 4, p. 464 – 471, 2009.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Reservoir water quality management.** Ostu: ILEC/UNEP. (Guidelines of Lake Management Handbook - vol. 9), 1999.

STRIXINO, S. T. **Larvas de Chironomidae: Guia de Identificação.** Laboratório de entomologia aquática da Universidade Federal de São Carlos, 2011. 372p.

SURIANI, A. L. **A estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em três represas do médio rio Tietê (SP), com ênfase nas espécies exóticas *Melanoides tuberculata* (Gastropoda, Thiaridae) e *Corbicula flumínea* (Bivalvia, Corbiculidae).** 146f. Dissertação (Mestrado). São Carlos. PPGERN/UFSCar, 2006.

TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Camboriú, 1983. p. 1-34.

TONON, K. **Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos da represa das antas (Poços de Caldas, MG).** Relatório final, Bolsa de Iniciação Científica – Universidade Federal de Alfenas, UNIFAL – MG, 2011.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera do Estado de São Paulo: Guia de identificação de diagnose dos gêneros).** São Carlos, SP: Gráfica da Universidade Federal de São Carlos. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. 1995. 229p.

TUNDISI, J. G. et al. Limnological studies at quaternary lakes in eastern Brazil. I. Primary production of phytoplankton and ecological factors at lake D. Helvecio. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, p. 5-14, 1981.

TUNDISI, J. G. Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. In: TUNDISI, J. G., ed. **Limnologia e manejo de represas**. São Carlos: USP/EESC/CRHREA. v. 1, tomo I, p.1-76, 1988.

TUNDISI, J. G.; MATSUMARA-TUNDISI, T, CALIJURI, M. C. Linnology and management of reservoirs in Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.) **Comparative reservoirs limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academy Publishers, 1993. p. 25 – 55.

TUNDISI, J. G.; MATSUMARA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo, SP: Oficina de textos. 2008. 632p.

VERDONSCHOT, P, F, M. The hole of oligochaetes in the management of waters. **Hydrobiologia**. v. 180, n. 1, p. 213 – 227, 1989.

WELCH, Paul Smith. **Limnological methods**, 1948.

WETZEL, R. G. **Limnology** 2nd ed. Washington: Saunders College Publ. 1983. 919p.

WILHM, J.; DORRIS, T. Biological parameters for water quality criteria. **Biological Science**, Washington, DC, n.18, p.477-481, 1968.

CAPÍTULO 2

Ciclo de vida, produtividade secundária e distribuição de *Campsurus* sp (Eaton, 1868), Ephemeroptera, Polymitarcyidae, na represa Águas Claras, Caldas Minas Gerais

RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo estudar o ciclo de vida, a produtividade secundária anual e investigar a variação espacial e temporal da espécie de *Campsurus* sp na represa Águas Claras, situada entre as coordenadas geográficas 21°57'30"S e 46°31'45"W em altitude de 1.293 metros, localizada nas dependências da Unidade de Tratamento de Minério das Indústrias Nucleares do Brasil (UTM-INB), no município de Caldas (MG). Foram estabelecidos quatro pontos de amostragem distribuídos aleatoriamente no corpo da represa Águas Claras. Nesses pontos foram realizadas coletas mensais entre fevereiro/2013 a janeiro/2014. A comunidade de *Campsurus* sp foi coletada em triplicata por ponto de amostragem com draga Van Veen (378cm²). Ainda em campo, o material foi lavado em peneira com abertura de malha de 250 mm e fixado em formol 10%. Em laboratório, os *Campsurus* sp foram separados dos demais organismos encontrados através de uma lupa. No total foram identificados 138 indivíduos do gênero *Campsurus* sp na represa Águas Claras (MG). No mês de agosto foi registrada a maior quantidade, 25 espécimes (18,12%). Já os meses de maio (5 espécimes – 3,62%) e dezembro (5 espécimes – 3,62%) obtiveram os menores registros. A amostra do mês de abril foi perdida. A densidade média total no período estudado foi cerca de 25 ind.m⁻². O mês de agosto (2013) foi o que apresentou maior densidade média, com valores de aproximadamente 55 ind.m⁻². A menor densidade média foi registrada no mês de setembro com cerca de 6 ind.m⁻². A análise dos histogramas referentes ao número de indivíduos de *Campsurus* sp em diferentes classes de tamanho mostrou que a maior parte das classes de tamanho foi representada em praticamente todos os meses, sendo que os meses de maior recrutamento foram fevereiro, março e agosto. E os meses com maiores quantidade de indivíduos maiores foram julho, novembro, dezembro e janeiro. A relação entre o tamanho (mm) e o peso úmido (g) das ninfas de *Campsurus* sp indicou que o ajuste exponencial obteve uma curva com $r^2 = 0,9282$. Quanto à produtividade secundária anual calculada, foi observado que a espécie obteve produtividade de 3.841 g.m⁻².ano⁻¹. Na represa Águas Claras, observou-se que a distribuição de *Campsurus* sp não é controlada pelo tipo de sedimento, pois estes foram registrados em todos os tipos de partículas sedimentares, principalmente na fração areia grossa. O sedimento foi considerado orgânico (> 10% de matéria orgânica) podendo ser interpretado como grande disponibilidade de recursos alimentares, já que os Ephemeroptera são considerados, geralmente, raspadores ou forrageiros.

Palavras-chave: Inseto Aquático; densidade média, Mineração; Organismo Bentônico;

CHAPTER 2

Life cycle, secondary production, and distribution of *Campsurus* sp (Eaton, 1868) Ephemeroptera, Polymitarcyidae, in Águas Claras dam, Caldas, Minas Gerais

ABSTRACT

The present work aimed to study the life cycle, the annual secondary production and investigate the spatial and temporal variation in species *Campsurus* sp in Águas Claras Dam, situated between the geographical coordinates 21 ° 57'30 "S and 46 ° 31'45" W , located on the premises of Ore Treatment Unit of Nuclear Industries of Brazil (INB-UTM), in the municipality of Caldas (MG). Four sampling randomly distributed in the body of the dam Águas Claras were established. These points collected monthly between the fevereiro/2013 janeiro/2014 were performed. The community *Campsurus* sp were collected in triplicate per sampling with Van Veen (378cm²). Still in the field, the material was washed in sieve with an aperture of 250 mm and fixed in 10% formalin. In the laboratory, the *Campsurus* sp were separate from other organisms found through a magnifying glass. In total 138 individuals of the genus *Campsurus* sp were identified in Águas Claras Dam (MG). In August there was a greater amount, 25 specimens (18.12%). Have the months of May (5 specimens - 3.62%) and December (5 specimens - 3.62%) had the lowest records. The sample of April was lost. The total average density during the study period was about 25ind.m⁻². The month of August (2013) showed the highest average density values of approximately 55ind.m⁻². The lowest density was recorded in September with about 6ind.m⁻². The analysis of histograms on the number of individuals *Campsurus* sp in different size classes showed that most of the size classes was represented in almost all months, with the months of highest recruitment were February, March and August. And the months with the highest number of larger individuals were July, November, December and January. The relationship between the size (mm) and wet weight (g) Nymphs *Campsurus* sp indicated that the exponential fit obtained a curve with $r^2 = 0.9282$. As the calculated annual secondary production has been observed that the productivity of the species obtained 3.841gm⁻²year⁻¹. In dam Clearwater, it was observed that the distribution of *Campsurus* sp is not controlled by sediment type, since these have been registered in all kinds of sedimentary particles, especially in the coarse sand fraction. The pellet was considered organic (> 10% organic matter) can be interpreted as greater availability of food resources, since the Ephemeroptera are considered generally scrapers or fodder.

Keywords : Aquatic Insect; Medium Density; Mining; Benthic Organism;

1 INTRODUÇÃO

A ordem Ephemeroptera constitui um grupo de insetos alados com aproximadamente 375 gêneros e 3000 espécies distribuídas, mundialmente, entre 37 famílias (DOMÍNGUEZ et al., 2006). No Brasil, até o momento, são encontradas 10 famílias com 67 gêneros e 200 espécies (SALLES, 2009), das quais Baetidae e Leptophlebiidae correspondem a mais de 50 % dos registros (SALLES et al., 2004). Os insetos pertencentes a essa ordem recebem esse nome devido à vida efêmera dos adultos, os quais dificilmente vivem mais do que um dia (CRISCI-BISPO, 2006). Entre o estágio de ninfa e o adulto exibem um estágio alado sexualmente imaturo, classificado como subadulto, característica única dentre todas as ordens atuais de insetos (SALLES et al., 2004). Todas as ninfas são aquáticas e podem viver desde algumas semanas a poucos anos e desempenham importante papel na cadeia trófica dos ambientes aquáticos, servindo de alimento para diversos grupos, como peixes e insetos e na transferência de energia dentro do sistema. De acordo com Salles et al., (2004), são, na maioria, herbívoras ou detritívoras, exibindo grande variedade de estratégias alimentares como filtradores, raspadores, cortadores, coletores ou predadores.

Em função das diferentes respostas de seus representantes à degradação ambiental, formam um dos grupos mais utilizados no biomonitoramento da qualidade de água (DOMÍNGUEZ et al., 1994), porém, entre as espécies da mesma família, essa sensibilidade pode variar significativamente (BENKETOV, 2004).

Os Ephemeroptera tem sua distribuição influenciada pelas limitações zoogeográficas, de temperatura, de qualidade da água e de alimento (BRITAIN, 1982) e Dudgeon (1996) demonstrou que as características do sedimento também exercem uma predominante influência na distribuição de efemerópteros da família Heptageniidae (exceto *Electrogena* sp).

Polymitarcyidae não está entre as famílias mais numerosas da ordem, entretanto, o gênero *Campsurus* é considerado o mais diverso, com distribuição nas regiões Neártica e Neotropical (DOMINGUEZ et al. 2006), representado por 42 espécies descritas para a América do Sul e 24 para o Brasil (SALLES, 2006). Este gênero é amplamente utilizado em programas de monitoramento devido à sensibilidade de algumas espécies a distúrbios ecológicos (LEAL; ESTEVES, 2000).

De acordo com Cressa (1999a), os estudos sobre a biomassa de invertebrados bentônicos podem ser utilizados para a estimativa da taxa de colonização, da quantificação do desempenho dos mesmos na fragmentação e decomposição do *litter*, na taxa de crescimento e/ou produção. Sendo também importantes na avaliação do ciclo de vida e das relações

tróficas entre os grupos funcionais de alimentação (BENKE, 1996). Burghen e Meyer (1997) descrevem que a biomassa pode ser determinada pela pesagem dos animais frescos, congelados ou preservados, pela determinação do biovolume ou pela conversão comprimento/peso seco. De acordo com Cressa (1999a), o peso líquido de espécies frescas retém diferentes quantidades de água, e, dessa forma, as estimativas devem se concentrar no peso seco.

A utilização de regressões entre medidas corpóreas e o peso, para estimar biomassa de invertebrados bentônicos pode ser um método conveniente, pois é rápido e bastante preciso (BENKE et al., 1999) e pode evitar alguns inconvenientes como o grande tempo consumido na pesagem de todos os organismos (CRESSA, 1999a). Um cuidado especial ao relacionar o tamanho corpóreo com o peso é o método de fixação dos indivíduos analisados, visto que a preservação química leva a perda de biomassa. Neste sentido, Cressa (1999b) recomenda a pesagem de indivíduos recém-coletados e Smock (1980) sugere a utilização de amostras congeladas.

Com isso, o presente trabalho tem como objetivos avaliar o ciclo de vida, a produtividade secundária e investigar a variação espacial e temporal da espécie *Campsurus* na represa Águas Claras.

2 MATERIAL E MÉTODOS

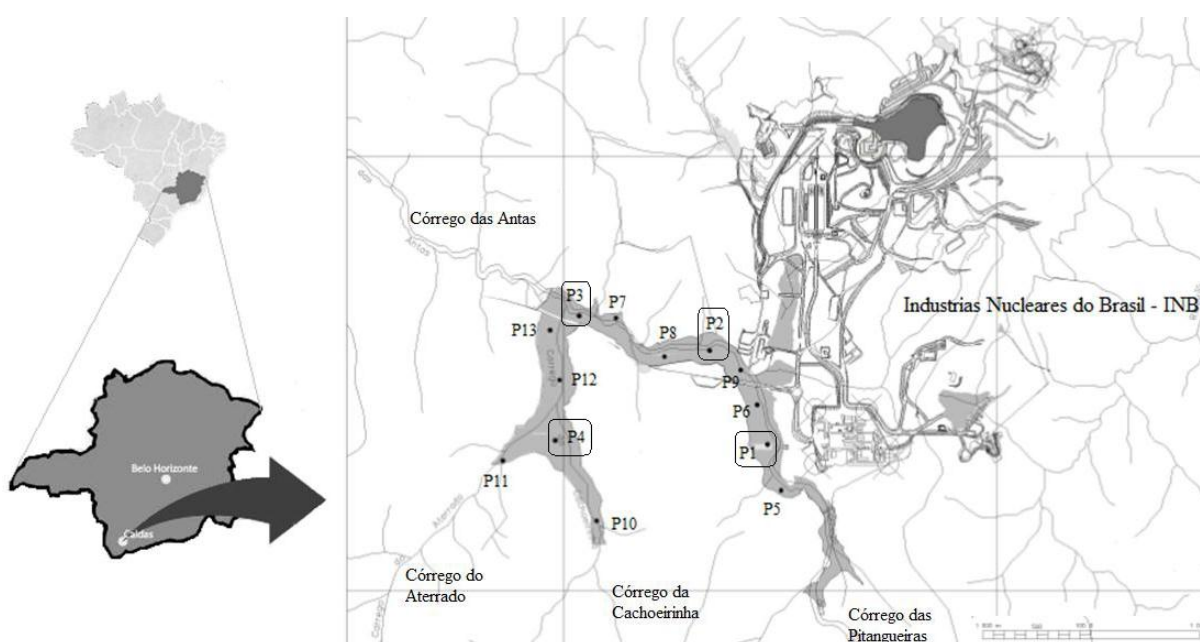
2.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi desenvolvido na Represa Águas Claras (FIGURA 1), situada entre as coordenadas geográficas 21°57'30"S e 46°31'45"W em altitude de 1.293 metros, localizada nas dependências da Unidade de Tratamento de Minério das Indústrias Nucleares do Brasil (UTM-INB), no município de Caldas (MG). Possui $1,9 \times 10^6$ m² de área inundada, volume de aproximadamente $3,9 \times 10^6$ m³ e comprimento máximo de 3500 metros (INB, 1999). De acordo com Tonon (2011), o estado trófico da represa encontra-se em condições de oligotrofia, apresentando valores médios de fósforo total de $21,85 \mu\text{g.L}^{-1}$ (período seco) e de $5,21 \mu\text{g.L}^{-1}$ (período chuvoso) e de nitrogênio total $65,56 \mu\text{g.L}^{-1}$ (período seco) e $443,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (período chuvoso). Esses valores encontram-se dentro do valor estabelecido por lei.

A precipitação anual média é de 1700 mm (CIPRIANI, 2002) e temperatura anual média é de 18°C (FRAENKEL et al., 1985).

No entorno da represa é observado predomínio de silvicultura e pastagem nas margens direita e esquerda, respectivamente.

Figura 1 - Localização da represa Águas Claras, Cladas, Minas Gerais e distribuição dos pontos de coletas. Pontos 1 a 4: Coletas mensais para identificação das ninfas de *Campsurus*; Pontos 1 a 13: Coletas das variáveis da água e para caracterização do sedimento (março, junho, setembro e dezembro);



Fonte: Autor (2014)

2.2 PROCEDIMENTOS DE AMOSTRAGEM

As coletas das ninfas foram realizadas mensalmente (fevereiro/2013 a janeiro/2014) em quatro pontos de amostragem (pontos 1, 2, 3 e 4) distribuídos aleatoriamente no corpo da represa Águas Claras (FIGURA 1). Esses pontos foram georreferenciados utilizando-se um aparelho GPS.

As ninfas de *Campsurus* foram coletadas em triplicata por ponto de amostragem com draga Van Veen (378 cm²). Ainda em campo, o material foi lavado em peneira com abertura de malha de 250µm e fixado em formol 10%. Em laboratório, os *Campsurus* foram separados dos demais organismos encontrados através de uma lupa.

Em cada ponto de amostragem das ninfas e em mais nove pontos (13 pontos totais - FIGURA 1) valores da temperatura, do potencial hidrogeniônico (pH), da condutividade elétrica e da concentração de oxigênio dissolvido da água foram registrados, utilizando-se de um aparelho multisensor. Essas medidas foram tomadas próximas ao sedimento. A transparência d'água foi estimada pelo desaparecimento visual do disco de Secchi.

Para caracterização do sedimento foram coletadas amostras (13 pontos - FIGURA 1), com a mesma draga de coleta das ninfas de *Campsurus*. Estas amostras foram secas em estufa e destorroadas. O teor de matéria orgânica foi determinado pelo método da perda de massa por ignição, incinerando em mufla, a 550°C por 2 horas. Após, foi determinada a composição granulométrica (fração inorgânica): areia grossa, areia média, areia fina, silte e argila através de peneiras granulométricas.

Para caracterização do sedimento e das variáveis referentes à água, foram avaliados os meses de março, junho, setembro e dezembro.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

As abundâncias absoluta e relativa foram estimadas mensalmente (distribuição temporal) e por pontos de amostragem (distribuição espacial). Em cada ponto também foi calculada a densidade (ind/m²) através da fórmula de Welch (1948):

$$D = (N/A \times R) \times 10000 \quad (1)$$

no qual D é o número de indivíduos por m², N é o número de indivíduos encontrados na amostra, A é a área do amostrador expressado em cm² e R o número de amostras coletadas.

As equações relacionando a medida corpórea (comprimento do corpo) e o peso úmido foram obtidas analisando espécimes coletadas durante todo o período. O peso foi obtido em uma balança com precisão de 0,1mg. As medidas de comprimento (ponta da região cefálica ao último segmento abdominal) foram obtidas através de lupa e papel milimetrado plastificado. Após, as medidas do corpo e o peso foram relacionadas através de uma equação exponencial ($Y = ae^{bx}$), onde y é o peso úmido (g) e x o comprimento do corpo (mm).

Os comprimentos dos indivíduos foram agrupados em 9 classes de tamanho e para caracterizar o ciclo de vida das ninfas de *Campsurus* foi utilizada a análise de histogramas de densidade por classes de comprimento (JESUS, 2008). Para quantificar a produtividade secundária anual das ninfas de *Campsurus* foi utilizado o método de tamanho-frequência (HYNES; COLEMAN, 1968) modificado por Benke (1979). Este método pode ser descrito pela seguinte equação:

$$P = [i \cdot \sum (n_j - n_{j+1}) \times (W_j W_{j+1})^{1/2}] \times 365 - NSN / CPI \quad (2)$$

sendo: P = produção secundária anual (mg peso seco $m^{-2}ano^{-1}$); i = número de classes de tamanho; n = número médio de indivíduos em cada classe; $(W_j W_{j+1})^{1/2}$ = média geométrica dos pesos de duas classes de tamanho; CPI = intervalo de produção da coorte; NSN = número de dias sem ninfas. No presente trabalho o NSN (numero de dias sem ninfas) utilizado foi 30, pois ocorreram ninfas em 11 meses do ano (apena no mês de abril não foram encontradas ninfas).

O Intervalo de Produção de Coorte (CPI) utilizado foi de 105 dias, conforme sugerido por Leal & Esteves (2000) para a família Polymitarcyidae, por esta ter alta abundância e baixa diversidade.

3 RESULTADOS

Na Tabela I estão sumarizados os valores obtidos para os parâmetros físicos e químicos da água analisados nos pontos de coletas, no período considerado.

A profundidade média da água variou entre 2,80m (setembro) e 3,30m (março). Os valores médios da transparência d'água (disco de Secchi) variaram entre 0,62m (março) e 1,49m (setembro). A menor média de temperatura da água foi registrada em março com 16,30°C e a maior média em dezembro com 22,5°C. A concentração média de oxigênio dissolvido na água esteve entre 9,01mg.L⁻¹ (março) e 10,33mg.L⁻¹ (setembro), Entretanto, foi observado que o ponto mais profundo (ponto 13) é o que possui menor concentração de oxigênio dissolvido (chegando a 2,99mg/L em dezembro), contudo, não tendo influência sobre o gênero. O pH da água da represa Águas Claras alcançou amplitude média entre 5,47 (junho) e 5,98 (setembro). A condutividade elétrica teve maior média em setembro com 0,25mS.cm⁻¹. De acordo com a análise de variância (ANOVA) as variáveis temperatura, condutividade elétrica e transparência da água apresentaram diferença significativa (p < 0,05) entre os períodos amostrados.

Os dados referentes aos 13 pontos amostrados para as variáveis da água podem ser vistos no anexo A.

Tabela 1 – Valores (mínimos, máximos, médios e desvio padrão) das principais variáveis limnológicas da água da represa Águas Claras nos meses de março, junho, setembro e dezembro.

Variáveis Limnológicas	Março	Junho	Setembro	Dezembro	F	p
Profundidade (m)	0,40 - 6,10 (3,30 ± 2,00)	0,30 - 6,70 (2,80 ± 1,90)	0,20 - 5,70 (2,80 ± 1,70)	0,50 - 6,50 (2,65 ± 1,66)	0,19	0,9003
Disco de Secchi (M)	0,35 - 1,15 (0,62 ± 0,25)	0,30 - 3,50 (1,86 ± 0,95)	0,20 - 2,50 (1,49 ± 0,71)	0,40 - 2,10 (1,23 ± 0,53)	8,07	0,0004
Temperatura da água (°C)	14,10 - 17,90 (16,30 ± 1,09)	16,60 - 18,60 (17,70 ± 0,58)	18,90 - 22,50 (21,10 ± 1,20)	21,61 - 23,68 (22,50 ± 0,62)	131,57	> 0,0001
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,40 - 10,40 (9,01 ± 0,85)	6,30 - 14,14 (9,80 ± 2,26)	7,57 - 15,06 (10,33 ± 2,32)	2,99 - 12,57 (8,04 ± 3,09)	2,39	0,0786
pH	5,15 - 6,51 (5,76 ± 0,41)	4,97 - 5,83 (5,47 ± 0,34)	4,69 - 7,20 (5,98 ± 0,89)	4,62 - 6,66 (5,69 ± 0,49)	1,66	0,1878
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	0,01 - 0,05 (0,03 ± 0,01)	0,02 - 0,25 (0,11 ± 0,10)	0,06 - 0,51 (0,25 ± 0,17)	0,02 - 0,14 (0,06 ± 0,04)	5,56	0,0027

Fonte: Autor (2014)

O teor médio de matéria orgânica no sedimento da represa Águas Claras variou entre 19,21% e 23,16% do peso seco. Em termos de valores máximos foram registrados valores relativos entre 24,28% e 33,37%. A areia grossa foi a principal fração granulométrica encontrada no sedimento com valores médios entre 36,45% e 47,01%. A fração de areia média e areia fina, com valores médios de 9,74% a 11% e 8,94% a 13,78%, respectivamente, também foram importantes na constituição da textura do sedimento. Os valores médios das frações mais finas de sedimento variaram entre 3,40% a 5,71% para o silte e entre 28,04% a 34,65% para a argila (TABELA II).

Os dados referentes aos 13 pontos amostrados para o teor de matéria orgânica e para as frações granulométricas do sedimento podem ser vistos no anexo B.

Tabela 2 - Porcentagens (mínimas, máximas, médias e desvio-padrão) do teor de matéria orgânica e das frações granulométricas no sedimento da represa Águas Claras (MG).

	Março	Junho	Setembro	Dezembro	F	p
Matéria Orgânica	15,81 - 28,16 (21,68 ± 3,69)	17,66 - 33,37 (23,16 ± 3,89)	12,76 - 30,25 (21,32 ± 4,71)	19,02 - 24,28 (19,21 ± 5,72)	1,75	0,2059
Areia Grossa (> 500 µm)	19,04 - 69,92 (45,01 ± 17,50)	17,43 - 71,2 (47,01 ± 17,42)	8,85 - 69,54 (42,86 ± 15,60)	19,38 - 62,83 (36,45 ± 13,11)	1,51	0,2218
Areia Média (< 500 µm > 250 µm)	4,76 - 25,24 (11,00 ± 5,45)	5,03 - 17,14 (10,43 ± 3,69)	2,28 - 21,65 (9,74 ± 5,45)	3,51 - 21,99 (10,15 ± 5,45)	0,24	0,8704
Areia Fina (< 250 µm > 62.5 µm)	2,47 - 22,99 (8,94 ± 5,80)	3,55 - 34,07 (10,82 ± 8,69)	2,73 - 22,31 (9,33 ± 5,22)	5,07 - 24,37 (13,78 ± 6,88)	0,73	0,5444
Silte (< 62.5 µm > 3.9 µm)	1,46 - 20,12 (5,05 ± 5,36)	1,6 - 8,05 (3,69 ± 1,88)	0,1 - 8,14 (3,40 ± 1,98)	1,39 - 20,27 (5,71 ± 5,08)	0,68	0,5712
Argila (< 3.9 µm)	6,39 - 72,17 (29,98 ± 16,28)	6,61 - 53,59 (28,04 ± 14,44)	8,8 - 84,12 (34,65 ± 17,67)	19,13 - 58,74 (32,92 ± 13,00)	0,36	0,7829

Fonte: Autor (2014)

No Total foram coletados 138 indivíduos do gênero *Campsurus* na represa Águas Claras (MG). Em agosto foi registrada a maior quantidade, 25 espécimes (18,12%). Já os meses de maio e dezembro obtiveram os menores registros com (5 espécimes - 3,62%) para cada mês. As amostras do mês de abril foram perdidas (TABELA III).

Na Figura 2 é mostrada a variação temporal da densidade média dos *Campsurus* coletados na represa Águas Claras. A densidade média total no período estudado foi cerca de 25ind.m⁻². Considerando a média total da densidade nos diferentes meses de amostragem, a

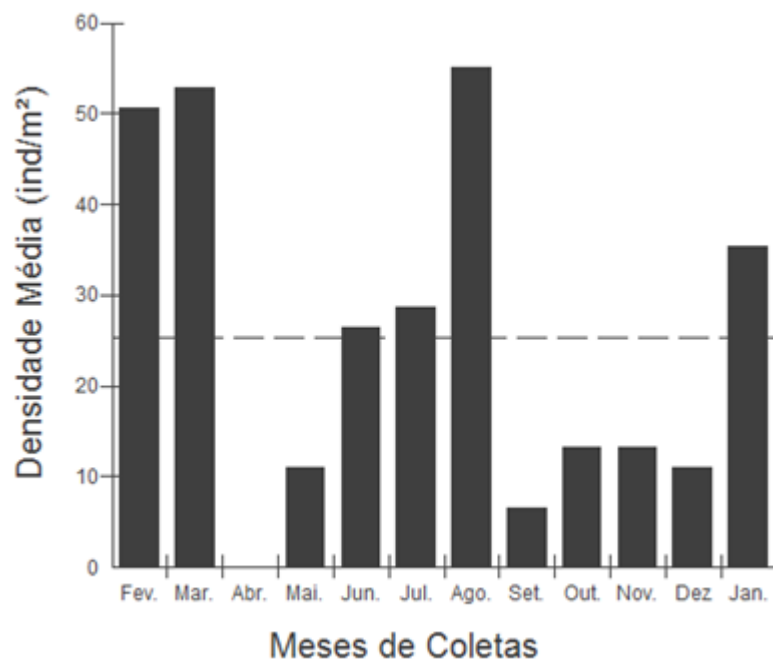
metade obteve densidade média abaixo deste valor. Agosto foi o mês que apresentou maior densidade média, com valor próximo de 55 ind.m^{-2} . A menor densidade média foi registrada em setembro com cerca de 6 ind.m^{-2} .

Tabela 3 - Abundância absoluta e abundância relativa da comunidade de *Campsurus* (Ephemeroptera - Polymitarcyidae) presentes na represa Águas Claras (MG).

MESES	N	%
Fevereiro	23	16,67
Março	24	17,39
Abril	---	---
Maio	5	3,62
Junho	12	8,70
Julho	13	9,42
Agosto	25	18,12
Setembro	3	2,17
Outubro	6	4,35
Novembro	6	4,35
Dezembro	5	3,62
Janeiro	16	11,59
TOTAL	138	100

Fonte: Autor (2014)

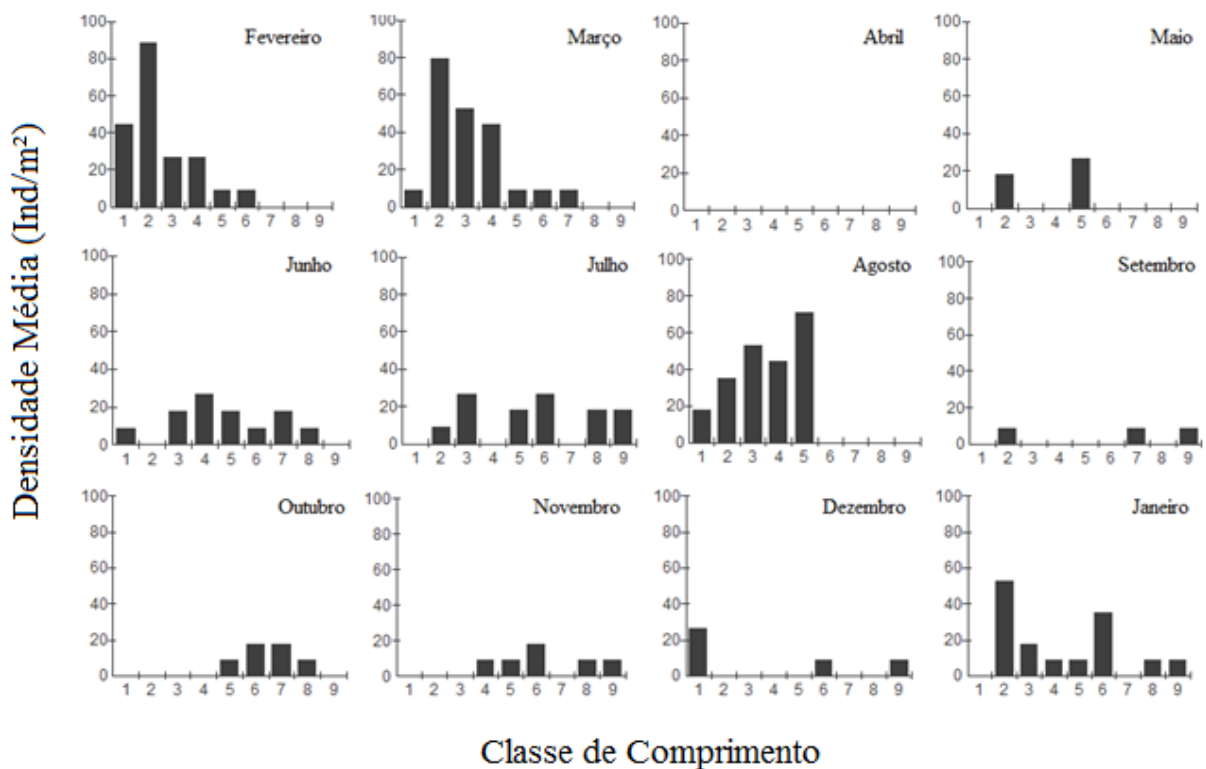
Figura 2 - Variação temporal das densidades médias dos *Campsurus* da represa Águas Claras (MG). A barra pontilhada representa a densidade média total.



Fonte: Autor (2014)

A análise dos histogramas referentes ao número de indivíduos de *Campsurus* em diferentes classes de tamanho foi realizada utilizando-se 138 ninfas (coletadas durante um ano) e mostrou que a maior parte das classes de tamanho foi representada em praticamente todos os meses, exceto aqueles com menor densidade (FIGURA 3). Ninfas de pequeno porte (classes 1 e 2, tamanho do corpo de 0,3 - 0,8 cm) não foram registradas apenas nos meses de outubro e novembro. Os meses de maior recrutamento foram fevereiro, março e agosto e os meses com maiores quantidades de indivíduos maiores (classe 9, tamanho do corpo > 2,1 cm) foram julho, novembro, dezembro e janeiro. Isto pode indicar a possibilidade de mais de uma coorte no ano.

Figura 3 - Histograma do ciclo de vida de *Campsurus* (Ephemeroptera) na represa Águas Claras (MG), fevereiro/2013 a janeiro/2014. Classes (cm): (1) 0,3 - 0,5; (2) 0,51 - 0,8; (3) 0,81 - 1,0; (4) 1,01 - 1,2; (5) 1,21 - 1,4; (6) 1,41 - 1,6; (7) 1,61 - 1,8; (8) 1,81 - 2,1 (9) 2,11 - 2,4; A amostra referente ao mês de abril foi perdida.

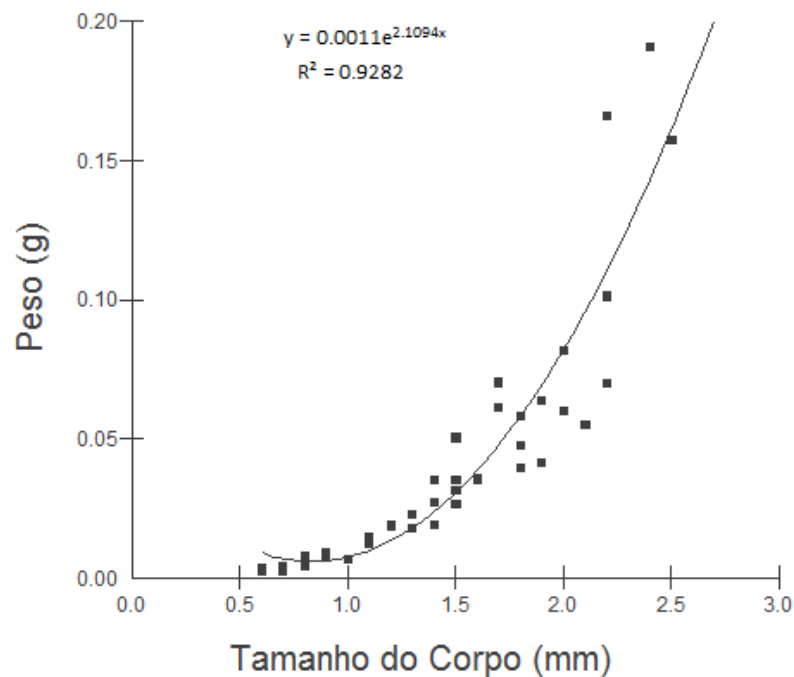


Fonte: Autor (2014)

A relação entre o tamanho (mm) e o peso úmido (g) das ninfas de *Campsurus* na represa Águas Claras, durante o período amostrado, indicou que o ajuste exponencial, baseado no comprimento do corpo (0,6cm a 2,4cm) e no peso úmido (0,0024g a 0,191g) de 40 ninfas, obtiveram uma curva exponencial com $r^2 = 0,9282$, melhor descrita pela equação $y = 0,0011e^{2,1094x}$ (FIGURA 4). Através do gráfico pode-se inferir que as ninfas de *Campsurus*

possuem duas fases distintas no crescimento, uma no período inicial com ganho de crescimento e pouca biomassa e outra (acima de aproximadamente 1,5 cm) com ganho de mais peso em relação ao comprimento do corpo, mostrado pela área da curva com um declive maior.

Figura 4 - Ajuste exponencial entre o comprimento do corpo (mm) e o peso (g) de *Campsurus* (Ephemeroptera) amostrados na represa Águas Claras, Estado de Minas Gerais.



Fonte: Autor (2014)

Quanto à produtividade secundária anual calculada, foi observado que *Campsurus* obteve produtividade de $3,841\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$ para um CPI de 105 dias e NSN de 30 dias na represa Águas Claras.

4 DISCUSSÃO

A distribuição espacial de *Campsurus* na represa Águas Claras não parece estar associada ao tipo de sedimento. Nos períodos estudados se constatou uma maior abundância em regiões onde predominam as frações mais grossas de sedimento (areia grossa), contudo este padrão não foi constante em todo período analisado, sendo também muito encontrados na porção mais fina de sedimento (argila) e em menores proporções nas amostras intermediárias (areia média, areia fina e silte), corroborando com Scott et al., (1959) e Tringolo (2002) que observaram comunidades de ninfas de ephemeropteros habitando tanto sistemas argilosos como arenosos.

Na cadeia trófica, os Ephemeroptera são incluídos como, na sua maioria, raspadores ou forrageiros, alimentando-se principalmente de uma variedade de algas e detritos (FLOWERS; de la ROSA, 2010). Neste contexto, um maior conteúdo de matéria orgânica no sedimento pode ser interpretado como uma maior disponibilidade de recursos alimentares.

O teor de matéria orgânica encontrado no sedimento da represa Águas Claras foi superior a 12% e segundo Naumann (1932), os sedimentos que apresentam matéria orgânica superiores a 10% são considerados orgânicos. Machado (2000) menciona que altos teores de matéria orgânica indicam áreas de pouca oxigenação e baixa movimentação de fundo, não corroborando com este estudo em que foram registrados valores para a concentração de oxigênio dissolvido com média encontrando-se próximo a 10mg/L (setembro). Entretanto, nos quatro períodos de coletas de sedimento (março, junho, setembro e dezembro), notou-se que o ponto mais profundo (ponto 13) é o que possui menor concentração de oxigênio dissolvido (chegando a 2,99mg/L em dezembro), provavelmente devido à influência da temperatura e da menor intensidade luminosa que diminuem a taxa de fotossíntese. Contudo, com a grande concentração de matéria orgânica encontrada nesse reservatório, o sedimento não apresentou déficit de oxigênio na interface água/sedimento, provavelmente devido a grande mescla que este corpo d'água apresenta e a ausência de períodos de estratificação prolongados (RODRIGUEZ, 2006; CLEMENTE, 2008).

Mesmo que um gênero possa ter espécies com diferentes tolerâncias as concentrações de oxigênio, é importante recordar que as ninfas de Ephemeroptera são consideradas como indicadoras de boa qualidade de água, já que as mesmas habitam corpos d'água sem contaminantes e com altas concentrações de oxigênio dissolvido, ou seja, corpos d'água em condições de oligotrofia ou mesotrofia (ÓCON; RODRIGUEZ CAPÍTULO, 2004),

confirmando com este estudo que, através dos índices de estado trófico, indicou condição de oligotrofia para a represa Águas Claras (TONON, 2011).

A análise dos histogramas (referentes ao número de indivíduos em diferentes classes de tamanho) foi inconclusiva quanto ao voltinismo (nº de gerações referentes a um ano) da ordem estudada, pois os efemerópteros das regiões tropicais comumente possuem ciclo de vida multivoltino. Uma possível explicação para isso é que as taxas metabólicas dos indivíduos são altas e as condições ambientais são favoráveis ao longo do ano devido à temperatura ser mais elevada nessa região propiciando um contínuo crescimento (TRINGOLO, 2002). Os trabalhos de Campbell (1994), Jackson e Sweeney (1995), Ferreira (1990), Salas e Dudgeon (2003) e Paciencia (2008) corroboram essa ideia.

A distribuição das classes de tamanhos dos *Campsurus* medidos nesse trabalho entre fevereiro de 2013 a janeiro de 2014 indica a presença de várias coortes, o que pode ser explicado por um ciclo de vida curto e um padrão multivoltino (varias gerações por ano) ou um ciclo de vida longo e um regime multivoltino (TRINGOLO, 2002). As informações disponíveis até o momento não permitem estabelecer qual destas opções correspondem para a espécie. Campbell et al., (1990) e Campbell e Holt (1984) registraram ciclos univoltinos para espécies dessa ordem na Austrália e Sweeney et al., (1995) registraram ciclo semivoltino para a espécie *Euthyplocia hecuba*. Zilli (2012) encontrou, para *Campsurus violaceus*, o desenvolvimento de duas gerações, com duração de 135 a 181 dias cada, com uma média de 152 dias para lagos de várzea localizados no Rio Paraná, Argentina.

A ordem Ephemeroptera, devido a grande facilidade de adaptação às condições do meio (não impactado), possui estas incoerências entre clima e voltinismo. Neste contexto, há registros de uma mesma espécie apresentando distintos padrões de voltinismos em diferentes locais (CIBOROWSKI; CLIFFORD, 1983; HEISE et al., 1987; PACIENCIA, 2008). No presente estudo, a análise dos histogramas referentes à densidade de indivíduos em diferentes classes de tamanho mostrou que ninfas com diferentes tamanhos ocorreram em um mesmo mês. Aliado a isso, ninfas de pequeno porte (classes 1 e 2 - < 0,8cm), não foram registradas apenas outubro e novembro. Os meses de maior recrutamento foram fevereiro, março e agosto e os meses com os maiores indivíduos foram junho, setembro, novembro, dezembro (2013) e janeiro (2014). Estes resultados indicam que essa espécie, do gênero *Campsurus*, possui um ciclo de vida assíncrono com regime multivoltino. Neste estudo não temos dados dos adultos da represa Águas Claras, o que permitiria uma visão mais conclusiva sobre o ciclo de vida da espécie.

A relação entre medidas lineares do corpo (comprimento do corpo) e o peso tem sido documentada para diversos grupos de insetos aquáticos (SMOCK, 1980; MEYER, 1989; BENKE et al., 1999; CRESSA, 1999; LEAL; ESTEVES, 2000; TRINGOLO, 2002). Os dados do presente trabalho evidenciaram que o comprimento do corpo foi um bom estimador da biomassa (peso úmido) já que o r^2 teve o valor de 0,9282. A relação entre essas duas variáveis indica que a forma que elas variaram uma em relação à outra (SOKAL; ROHLF, 1979) representa o comportamento de acoplamento das mesmas (VIEIRA, 1981).

A produção secundária de uma população e da comunidade pode ser influenciada por diferentes variáveis da estrutura e da dinâmica populacional tais como densidade, biomassa, estrutura de tamanho, taxa de crescimento e mortalidade (PETRACCO, 2008). O valor encontrado para o reservatório Águas Claras ($3,841\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) pode ser considerado como de alta produtividade quando comparados com outros trabalhos sobre Ephemeroptera em sistemas lênticos (WATERS, 1977; da SILVA, 1994; JESUS, 2008).

Leal e Esteves (2000) apresentaram alta produtividade de *Campsurus notatus* (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) em ambientes lênticos associando o valor de produção secundária à presença de partículas finas de sedimento. Nesse estudo, *Campsurus* foi encontrado principalmente em partículas mais grossas de sedimento, não corroborando com os autores acima citados.

5 CONCLUSÃO

O conhecimento a respeito dos Ephemeroptera no Brasil aumentou consideravelmente nas últimas duas décadas. Contudo, esse conhecimento ainda é incipiente. A falta de especialistas no Brasil, a carência de chaves próprias para o país e/ou regiões, assim como carência de estudos faunísticos abrangendo a ordem, podem ser considerados os principais fatores que colaboram para essa hipótese.

Na represa Águas Claras, observou-se que a distribuição de *Campsurus* não é controlada pelo tipo de sedimento, pois estes foram registrados em todos os tipos de partículas sedimentares, porém maiores concentrações na fração areia grossa. O sedimento foi considerado orgânico (> 10% de matéria orgânica) podendo ser interpretado como grande disponibilidade de recursos alimentares, já que os Ephemeroptera são considerados, geralmente, raspadores ou forrageiros.

A análise do ciclo de vida da espécie estudada evidenciou que ninfas com diferentes tamanhos ocorreram em um mesmo mês, indicando a presença de várias coortes e um ciclo de vida multivoltino.

REFERÊNCIAS

- BENKE, A. C. A modification of the Hynes method for estimating secondary production with particular significance for multivoltine populations. **Limnol. Oceanogr.** v. 24, p. 168-71, 1979.
- BENKE, A. Secondary production of macroinvertebrates. *In*: Hauer, F.R.; Lamberti, G.A. (Eds). **Methods in stream ecology**. New York: Academic, 1996. p. 557 - 578.
- BENKE, A. C.; HURYN, A. D.; SMOCK, L. A.; WALLACE, J. B. Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. **J. N. Am. Benthol. Soc.** v. 18, n. 3, p. 308 – 343, 1999.
- BEKETOV, M. A. Different sensitivity of mayflies (Insecta, Ephemeroptera) to ammonia, nitrite and nitrate: linkage between experimental and observational data. **Hydrobiologia**. V. 528, p. 209-216, 2004.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília: MMA, 2006.
- BRITAIN, J. E. Biology of mayflies. **Ann. Rev. Entomol.** v. 27, p. 119–147, 1982.
- BURGHERR, P.; MEYER, E. Regression analysis of linear body dimensions vs. dry mass in stream macroinvertebrates. **Arch. Hydrobiol.** V. 139, p. 101 – 102, 1997.
- CAMPBELL, I. C.; HOLT, M. K. The life history of *Kirrara procera* Harker (Ephemeroptera) in two southeastern Australian rivers. **Proc. IVth Intern. Confer. Ephemeroptera** V.Landa *et al.* (Eds.), 1984. p.199-305.
- CAMPBELL, I. C.; DUNCAN, M. J.; SWADLING, K. M. Life histories of some Ephemeroptera from Victoria, Australia. **Mayflies and Stoneflies**. I. C. Campbell (Ed.). 1990. p. 81-84.
- CAMPBELL, I. C. The life histories of three tropical species of *Jappa* Harker (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) in the Mitchell River System, Queensland, Australia. *In*: L. D. Corkum and J. J. H. Ciborowski (editors). **Current directions in research on Ephemeroptera: Proceedings of the VII International Conference on Ephemeroptera**. Canada Scholars' Press Inc., Toronto: (in press), 1994.
- CIBOROWSKI, J. J. H.; CLIFFORD, H. F. Life histories, microdistribution and drift of two mayfly (Ephemeroptera) species in the Pembina River, Alberta, Canada: **Holarct. Ecol.** v. 6: p. 3-10, 1983.
- CIPRIANI, M. **Mitigação dos impactos sociais e ambientais decorrentes do fechamento definitivo de minas de urânio**. 332 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia, Universidade de Campinas, Campinas, 2002.
- CRESSA, C. Dry mass estimates of some tropical aquatic insects. **Rev. Biol. Trop.**, v. 47, n. 1-2, p. 133 – 141, 1999a.

CRESSA, C. Dry mass estimation of tropical aquatic insects using different short-term preservation methods. **Rev. Biol. Trop.**, v. 47, n. 1-2, p. 143 – 149, 1999b.

CRISI-BISPO, V. L. Ecologia de Imaturos de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em dois afluentes do córrego Lageado, Parque Estadual Intervales, com especial referência à colonização. **Dissertação de Doutorado**. Universidade de São Paulo, USP, Brasil. 2006.

CLEMENTE, J. **Distribución espacial de la riqueza, abundancia y biomassa de la familia Chironomidae (Diptera) em um sistema somero y eutrofico**. Maestria em Ciências Biológicas, subárea Ecologia. PEDECIBA, Montevideo, Uruguay, 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. Resolução nº 357. 23p. Brasil. 2005.

DA SILVA, E. R. **Aspectos da biologia e ecologia de *Callibaetis guttatus* Navás, 1915 (Insecta: Ephemeroptera: Baetidae) em alagados temporários da Restinga de Maricá, Estado do Rio de Janeiro, com considerações taxonômicas**. 1994. 109f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas/Zoologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1994.

DOMÍNGUEZ, E.; HUBBARD, M. D.; PESCADOR, M. L. Los Ephemeroptera em Argentina. In: CASTELLANOS, Z. A.; COSCARÓN, S.; MIGUEL, S. (eds.) **Fauna de agua dulce de la República Argentina**. Profadu v. 33, n. 1, p. 1-142, 1994.

DOMÍNGUEZ, E.; MOLINERI, C.; PESCADOR, M. L.; HUBBARD, M. D.; NIETO, C. Ephemeroptera of South America. In: ADDIS, J.; ARIAS, J.R; RUEDADELGADO, G.; WANTSEN, K.M (Eds.) **Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA)**. V.2. Sofia-Moscou: Pensoft, 2006. 646p.

DUDGEON, D. Life histories, secondary production and microdistribution of Heptageniidae mayflies (Ephemeroptera) in a tropical forest stream. **Journal of Zoology**. v. 240, p. 341-361, 1996.

FERREIRA, M. J. N. SP. **Estudo da fauna de Ephemeroptera do Córrego do Pedregulho – Pedregulho, SP**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto, 1990.

FLOWERS, R.W.; DE LA ROSA, C. Ephemeroptera. **Revista de Biologia Tropical** 58 (Supplement 4): p. 63-93, 2010.

FRAENKEL, M. O.; SANTOS, R. C.; LOURENÇO, F. E. V. L.; MUNIZ, W. S. **Jazida de urânio no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais**. In: Principais Depósitos Minerais do Brasil. DNPM, v.1, Cap.5, p.89-103, 1985.

FRANCO, B. D. G. M.; LANDGRAF, M. **Microbiologia dos Alimentos**. Atheneu, São Paulo, 2002.

HEISE; B. A.; FLANNAGAN; J. F. & GALLOWAY, T. D. 1987. Life Histories of *Hexagenia limbata* and *Ephemera simulans* (Ephemeroptera) in Dauphin Lake, Manitoba. **J. N. Am. Benthol. Soc**, v. 6, n. 4, p. 230-240, 1987.

AND M. J. COLFMAN. A simple method of assessing the annual production of stream benthos. **Limnol. Oceanog.** v. 13, p. 569- 573, 1968.

INB – INDUSTRIAS NÚCLEARES DO BRASIL. Relatório Industrias Nucleares do Brasil (INB) – **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, 1999. 110p.

JACKSON, J. K.; SWEENEY, B. Egg and larval development times for 35 species of tropical stream insects from Costa Rica **J. N. Am. Benthol. Soc.** v. 14, n. 1, p. 115-130, 1995.

JESUS, A. J. S. **Distribuição espaço-temporal de macroinvertebrados aquáticos do médio Rio Xingu, Altamira – PA.** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Pará, Núcleo de Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural, Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, Belém, 2008.

LEAL, J. J. F.; ESTEVES, F. A. Life cycle and production of *Campsurus notatus* (Ephemeroptera, Polymitarcyidae) in an Amazonian lake impacted by bauxite tailings (Pará, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 437, p. 91–99, 2000.

MACHADO, N.A.F. **Análise multi-escalonada e diagnóstico ambiental aplicado ao litoral norte da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil – utilização da morfometria, sedimentometria, geoquímica dos sedimentos, física e química da água das lagoas costeiras.** Tese de Doutorado. São Carlos. Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, 2000.

MEYER, E. The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. **Arch. Hydrobiol.** v. 117, n. 2, p. 191-203, 1989.

NAUMANN, E. **Grundzuge der regionalen limnologie die Binnengewasser**, 1932.

OCÓN, C. S.; RODRIGUES CAPÍTULO, A. Presence and abundance of Ephemeroptera and other sensitive macroinvertebrates in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). **Archiv für Hydrobiologie.** v. 159, n.4, p. 473-487, 2004.

PACIENCIA, G. P. **Ciclo de vida, produtividade secundária, alimentação, distribuição e crescimento de *Massartella brieni* (Lestage) (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) em riachos do Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo. Ribeirão Preto.** Dissertação de Mestrado, apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto – USP, Área de concentração: Entomologia, 2008.

PENNAK, R. W. **Freshwater invertebrates of the United States. Protozoa to Mollusca.** 3ª ed. Nova York: John Wiley & Sons, 1991.

RODRIGUEZ, A. **Evolución del estado trófico de la laguna del Sauce e importância de la carga interna de nutrientes.** Maestria em Ciências Ambientales, Universidad de la Republica, Montevideo, Uruguay, 2006.

PETRACCO, M. **Produção secundária da macrofauna bentônica da zona entremarés no segmento norte na praia do Uma, litoral sul do estado de São Paulo.** 236f. (Tese –

Doutorado). Programa de Pós-graduação em Ciências – área de Oceanografia Biológica. Universidade de São Paulo, 2008.

SALAS, M.; DUDGEON, D. Life history, production dynamics and resource utilization of mayflies (Ephemeroptera) in two tropical Asian streams. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 485-499, 2003.

SALLES, F. F.; DA-SILVA, E. R.; SERRÃO, J. E.; HUBBARD, M. D.; FRANCISCHETTI, C. N. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 2, p. 1 – 34, 2004.

SALLES, F.F. **A ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): taxonomia e diversidade**. 300f. Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia da Universidade Federal de Viçosa, 2006.

SALLES, F.F. **Lista das espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil**. 2009. Disponível em: <<http://ephemeroptera.br.googlepages.com/home23>>. Acesso em 15/04/2014.

SMOCK, L. A. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. **Freshwater Biology**, v. 10, p. 357-385, 1980.

SCOTT, D.; BERNER, L.; HIRSCLT, A. The nymph of mayfly genus *Tortopus* (Ephemeroptera: Polymitarcyidae). **Annals of the entomological Society of America**, v. 52, p. 205 – 213, 1959.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometria**. Ed. H. Blume Ediciones, Madrid: 1979. 832p.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Reservoir water quality management**. Ostu: ILEC/UNEP. (Guidelines of Lake Management Handbook - vol. 9), 1999.

SWEENEY, W.; JACKSONAN, J. K.; FUNK, D. D. H. Semivoltinism, seasonal emergence, and adult size variation in a tropical stream mayfly (*Euthyplocia hecuba*). **J. N. Am. Benthol. Soc**, v. 14, p. 131-148, 1995.

TONON, K. **Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos da represa das antas (Poços de Caldas, MG)**. Relatório final, Bolsa de Iniciação Científica – Universidade Federal de Alfenas, UNIFAL – MG, 2011.

TRINGOLO, A. K. **Distribucion espacial de *Campsurus violaceus* (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) y su relacion com la estructura de la comunidade de macroinvertebrados bentônicos dulceacuícolas** (Monografía). 31f. Departamento de ecologia e evolucion, CURE-Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica. Departamento de Maldonado, Uruguay, 2002.

TUNDISI, J. G.; MATSUMARA-TUNDISI, T, CALIJURI, M. C. Linnology and management of reservoirs in Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.) **Comparative reservoirs limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academy Publishers, 1993. p. 25 – 55

VARESCHI, E.; J. JACOBS, J. 1984. The ecology of Lake Nakuru (Kenya). VI. Biomass and distribution of consumer organisms. **Oecologia**, v. 61, p. 70-82, 1984.

VIEIRA, S. **Introdução à Bioestatística**. Rio de Janeiro, Ed. Campus: 1981. 203 p.

WATERS, T. F. Influence of benthos life history upon the estimation of secondary production. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 336, p. 1425-1430, 1979.

WELCH, Paul Smith. **Limnological methods**, 1948.

ZILLI, F. L. Life history traits and secondary production of *Campsurus violaceus* (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) in the Paraná River floodplain lakes, Argentina, **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 2012.

ANEXO A – Valores das variáveis limnológicas da água da represa Águas Claras, referentes aos 13 pontos de coletas, nos meses de março, junho, setembro e dezembro.

Mês	Variáveis Limnológicas	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	
Março	Profundidade max.	1.45	4	5.4	4	0.75	2.25	5.2	4.1	2.5	1	0.4	5.5	6.1	
	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	
	Temp (°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	
	OD (mg/L)	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	
	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	
	Condutividade	4	26	13	3	4	4	17	16	53	3	3	3	3	
	Junho	Profundidade max.	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
		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
		Temp (°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
		OD (mg/L)	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
		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
		Condutividade	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
		Setembro	Profundidade max.	1.15	3.3	4.9	2.95	1.1	2.3	4.2	2.9	2	0.9	0.2	4.6
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
Temp (°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
OD (mg/L)			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
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
Condutividade			0.269	0.432	0.349	0.069	0.149	0.413	0.381	0.409	0.514	0.06	0.061	0.07	0.079
Dezembro			Profundidade max.	1.4	3.4	5.1	2.3	0.9	2.1	3.3	3.2	1.6	1	0.5	3.2
	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
	Temp (°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
	OD (mg/L)		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
	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
	Condutividade		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

ANEXO B - Valores das variáveis limnológicas do sedimento da represa Águas Claras (13 pontos de coletas), nos meses de março, junho, setembro e dezembro.

Meses	Granulometria	% Pontos												
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13
Março	MO	25	22,9	18,25	28,16	24,97	15,81	18,45	22,09	26,75	23,03	17,73	21,43	20,61
	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
	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
	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
Junho	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
	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
	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
	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
Setembro	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
	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
	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
	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
Dezembro	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
	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
	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
	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
Março	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
	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
	MO	21,99	21,21	21,64	19,02	0	24,28	20,15	19,09	21,27	19,59	21,13	19,19	21,18
	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
Junho	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
	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
	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
	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

*MO - Matéria Orgânica; AG - Areia Grossa; AM - Areia Média; AF - Areia Fina; SI - Silte; AR - Argila;

ANEXO C - Períodos de coletas (março, junho, setembro e dezembro de 2013) analisados separadamente.

