



LORENA FELIX MAROCCI BOUÇAS

**AVALIAÇÃO BIOLÓGICA E AMBIENTAL DE NASCENTES
DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DA ONÇA
EM ELÓI MENDES, MINAS GERAIS, BRASIL**

**LAVRAS – MG
2020**

LORENA FELIX MAROCCI BOUÇAS

**AVALIAÇÃO BIOLÓGICA E AMBIENTAL DE NASCENTES DA SUB-BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DA ONÇA EM ELÓI MENDES, MINAS GERAIS,
BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Profa. Dra. Alessandra Angélica de Pádua Bueno

Orientadora

**LAVRAS – MG
2020**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Bouças, Lorena Felix Marocci.

Avaliação biológica e ambiental de nascentes da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça em Elói Mendes, Minas Gerais / Lorena Felix Marocci Bouças. - 2019.

74 p.

Orientador(a): Alessandra Angélica de Pádua Bueno.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Bacia Hidrográfica. 2. Fauna aquática. 3. Impactos ambientais. I. Bueno, Alessandra Angélica de Pádua. II. Título.

LORENA FELIX MAROCCI BOUÇAS

**AVALIAÇÃO BIOLÓGICA E AMBIENTAL DE NASCENTES DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DA ONÇA EM ELÓI MENDES, MINAS GERAIS,
BRASIL**

**BIOLOGICAL AND ENVIRONMENT ASSESSMENT OF SPRINGS IN THE RIVER
WATER BASIN RIBEIRÃO DA ONÇA IN ELÓI MENDES, MINAS GERAIS,
BRAZIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADO em 27 de Fevereiro de 2020
Dra. Alessandra Angélica de Pádua Bueno UFLA
Dra. Giovanna Monticelli Cardoso UFLA
Dr. Frederico Falcão Salles UFV

Profa. Dra. Alessandra Angélica de Pádua Bueno
Orientadora

**LAVRAS – MG
2020**

AGRADECIMENTOS

São tantas razões para agradecer, que começo agradecendo a Deus, por ter tornado tudo isso possível e por ter me presenteado com pessoas tão especiais.

Aos meus pais, Isabel e Fabiano, e ao meu parceirinho de vida e de coletas, meu irmão Matheus. Vocês são responsáveis por eu estar concretizando mais uma etapa importante na minha vida, obrigada pelo apoio incondicional desde sempre. Eu amo vocês!

À minha orientadora Alessandra, que me acompanha desde a graduação e que foi fundamental para a realização deste trabalho. Obrigada Ale por tudo que me ensinou esses anos, pela presença e carinho, e por se preocupar sempre com o nosso crescimento. Acredito que posso falar por todos do laboratório o quanto admiramos sua força e determinação. Obrigada por tornar nosso laboratório uma família tão linda!

Às meninas do laboratório, Carol, Ana Beatriz, Margareth, Danielle e Luciana, e especialmente a Paula e ao Geovanne, agradeço a todos vocês pela amizade e descontração durante os dias.

Ao amigo querido que tive o prazer de conhecer nesses últimos anos e que serei sempre grata, Jaci. Agradeço a sua generosidade, o seu apoio e disponibilidade. Agradeço também ao José Miguel, que tive o prazer de conhecer e se dispôs a me ajudar com a localização das nascentes e os mapas.

Aos meus amigos, André, Larissa, Ludmilla, Matheus e Rayssa (pra sempre LoreRay!), agradeço cada momento que estive com vocês, as nossas muitas conversas, cafés, e parceria em todos os momentos. Vocês fizeram os meus dias mais felizes, sem dúvida. Eu amo vocês!

Aqui expresso meus agradecimentos também à equipe do SAAE de Elói Mendes, especialmente ao José Carlos por ter nos acompanhado na jornada em busca às nascentes.

Agradeço a UFLA e ao programa de pós-graduação em Ecologia Aplicada, por todos os professores que temos o privilégio de ter e também à nossa queridíssima Ellen.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.



RESUMO

Embora as pesquisas desenvolvidas na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça venham relatando atividades degradantes em áreas de nascentes desde 2003, até o momento nenhum registro sobre a fauna aquática havia sido realizado. Diante do contexto acelerado de degradação, o conhecimento das espécies presentes e os registros de biodiversidade se tornam urgentes para que possam ser iniciados, por exemplo, trabalhos de biomonitoramento. Neste sentido, este trabalho de dissertação teve como objetivo avaliar a biodiversidade e o estado de conservação de nascentes da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça, e os resultados estão apresentados na forma de dois artigos científicos. O primeiro artigo foi realizado com o objetivo de avaliar o grau de preservação e a qualidade da água de dez nascentes da sub-bacia utilizando o Índice de Impacto Ambiental de Nascentes (IIAN) e os índices bióticos BMWP' e ASPT. Para este trabalho os resultados revelam que nenhuma das nascentes observadas se enquadra em ótimo estado de preservação e que suas águas se encontram poluídas ou fortemente poluídas. O segundo artigo teve como objetivo realizar um levantamento do zooplâncton e de macroinvertebrados bentônicos nas mesmas dez nascentes, e verificar quais os fatores espaciais e ambientais que exercem influência sobre a composição dos organismos nesses ambientes. Para este trabalho foram amostrados um total de 4.197 indivíduos pertencentes a 7 classes. Os taxa que apresentaram maior abundância e foram amostrados em todos os pontos de coleta foram Diptera/Chironomidae, Copepoda/Cyclopoida e Ostracoda/Candonidae. Os resultados demonstraram que a composição das comunidades de zoobentos foi determinada principalmente por características ambientais, mas para organismos de dispersão um pouco mais limitada como o zooplâncton, as variáveis espaciais também foram determinantes. Com bases nos resultados apresentados, alertamos para a necessidade de aumentar os esforços de preservação das nascentes, de modo a garantir a quantidade e qualidade da água e manter a biodiversidade da região.

Palavras-chave: Bacia Hidrográfica. Fauna aquática. Impactos ambientais.

ABSTRACT

Although the research carried out in the Ribeirão da Onça hydrographic sub-basin has been reporting degrading activities in spring areas since 2003, but there is no record of aquatic fauna done so far. Considering the accelerated context of degradation, knowledge of the species for biodiversity records is urgent, so that, for example, biomonitoring activities can happen. In this dissertation we aimed to assess the biodiversity and conservation status of the Ribeirão da Onça sub-basin and region, and the results are divided in two scientific manuscripts. The first manuscript aims to evaluate the degree of preservation and water quality of ten springs in the sub-basin using the Environmental Impact Index of Springs (IIAN) and the biotic indices BMWP' and ASPT. The results reveal that none of the springs observed is in an excellent state of preservation and that their water is polluted or heavily polluted. At the second manuscript we performed a survey of zooplankton and benthonic macroinvertebrates in the same ten springs, and verified which spatial and environmental factors influenced the composition of organisms in these environments. A total of 4,197 individuals belonging to 7 classes were sampled. The taxa that showed the highest abundance and were sampled at all collection points were Diptera/Chironomidae, Copepoda/Cyclopoida and Ostracoda/Candonidae. The results showed that the composition of the zoobenthic communities is mainly determined by environmental characteristics, but for organisms such as zooplankton, which are poor dispersers, spatial variables were also decisive. Based on the results presented, we indicate the need to increase efforts to preserve springs, in order to guarantee the quantity and quality of water and to maintain the region's biodiversity.

Keywords: Watershed. Aquatic fauna. Environmental impacts.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	8
1 INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS	12
SEGUNDA PARTE	16
1° ARTIGO.....	17
1 INTRODUÇÃO.....	20
2 MATERIAL E MÉTODOS	22
3 RESULTADOS	30
4 DISCUSSÃO	36
REFERÊNCIAS	40
2° ARTIGO.....	45
1 INTRODUÇÃO.....	48
2 MATERIAL E MÉTODOS	49
3 RESULTADOS	56
4 DISCUSSÃO	63
5 CONCLUSÃO.....	67
REFERÊNCIAS	68

PRIMEIRA PARTE

Introdução Geral

1 INTRODUÇÃO GERAL

O processo acelerado de urbanização e a busca pelo crescimento econômico têm levado à exploração irresponsável dos recursos naturais e à ocupação não planejada de áreas como as de bacias hidrográficas (GUIMARÃES, RODRIGUES & MALAFAIA, 2017; LOPES *et al.*, 2020). Os diferentes tipos de usos da terra têm ocasionado o processo de degradação dessas áreas desde as suas nascentes, embora estas agreguem valor às terras proprietárias e sejam determinadas pela lei como Área de Preservação Permanente (APP) (BRASIL, 2012; WOHL, 2017).

Dentre os principais impactos ocasionados nas bacias estão a retirada de vegetação, compactação de solo, plantações nas margens de corpo hídrico, lixiviação de produtos químicos, esgoto e canalização (FELIPPE & MAGALHÃES-JUNIOR, 2012; JACKSON, 2019; MACEDO *et al.*, 2013; OLIVEIRA, PEREIRA & VIEIRA, 2011). Sensíveis a tantas modificações, os mananciais saudáveis estão desaparecendo, o que significa perda na biodiversidade e uma diminuição de processos ecossistêmicos como a ciclagem de nutrientes, a decomposição de matéria orgânica, o fluxo de energia e recursos através da cadeia alimentar (JACKSON, 2019).

Devido ao presente contexto de degradação, muitos pesquisadores têm investigado metodologias eficientes para avaliar a saúde do ambiente aquático. Gomes, Melo e Vale (2005), por exemplo, desenvolveram um protocolo de avaliação macroscópica de nascentes cuja soma final dos parâmetros observados nos permite dizer o grau de conservação da área. Outras metodologias, no entanto, utilizam os organismos aquáticos como os macroinvertebrados bentônicos e o zooplâncton para avaliar a qualidade da água (BAPTISTA *et al.*, 2007; JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998; PEDROZO & ROCHA, 2005; SANTOS *et al.*, 2009). São os chamados bioindicadores de qualidade ambiental, cuja presença, quantidade e modo de distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema (CALLISTO & GONÇALVES, 2002).

As comunidades bióticas são eficientes bioindicadoras, pois respondem de maneira diferente a diversos agentes poluentes e perturbadores (BARBOUR *et al.*, 1999). Por serem animais de ciclo de vida curto, as respostas podem ser observadas em curto período de tempo. E o fato de viverem dentro ou sobre os sedimentos, que são os locais onde as toxinas normalmente se concentram, possibilita a detecção do acúmulo de contaminantes a longo prazo (ALBA-TERCEDOR, 1996). Diferentemente, as análises comuns que utilizam apenas

as variáveis físicas e químicas permitem detectar apenas as alterações imediatas, em consequência da autodepuração, do fluxo dos ecossistemas e de drenagem pluvial que dilui os agentes contaminantes (GOULART & CALLISTO, 2003).

Dentre os grupos utilizados na bioindicação estão, por exemplo, a ordem Diptera com a família Chironomidae e a classe Oligochaeta, que apresentam algumas espécies tolerantes à poluição orgânica como esgotos e industriais, podendo, portanto, viver em águas poluídas. Por outro lado, grupos como as ordens Trichoptera, Plecoptera e Ephemeroptera são mais comumente encontrados em águas limpas e bem oxigenadas, sendo altamente sensíveis à poluição (CALLISTO, GONÇALVES & MORENO, 2018). Da mesma forma, o zooplâncton apresenta uma grande sensibilidade a alterações ambientais. Modificações na abundância, biomassa e na diversidade desses organismos é um indicador útil de mudanças nos ecossistemas aquáticos causadas pela poluição e vários outros distúrbios (MARQUES *et al.*, 2007).

Dessa forma, os organismos vêm ganhando um grande reconhecimento na bioindicação de qualidade ambiental, e para muitos locais como a sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça onde a fauna aquática ainda é desconhecida faz-se necessário primeiramente um trabalho de levantamento com o intuito de verificar as espécies residentes, aquelas que estão ameaçadas de extinção, as raras ou exóticas (IBAMA, 2007). O conhecimento da fauna presente em uma região se torna importante para manter os registros da biodiversidade brasileira, elucidar o território de vida desses organismos, compreender melhor os padrões de distribuição das espécies e determinar práticas de conservação em nível local (MAIA-BARBOSA, BRITO & RIETZLER, 2006).

Nos ecossistemas aquáticos o zooplâncton é um dos grupos mais abundantes e representados por uma grande diversidade de espécies. Eles englobam protozoários, metazoários, rotíferos, crustáceos como cladóceros, ostracodos e copépodos, e larvas de dípteros da família Chaoboridae (ESTEVES, 1998). São organismos fundamentais na ciclagem de nutrientes se alimentando por filtração de material particulado, inclusive de fitoplâncton, algas, bactérias ou por predação. Participam também do fluxo de energia ao transferir energia aos níveis tróficos superiores, uma vez que constituem a base da teia alimentar e convertem produto vegetal em proteína animal (ESTEVES, 1998).

A extinção do zooplâncton em um ecossistema pode provocar diversas alterações nas cadeias tróficas levando à eliminação de outras espécies (MAIA-BARBOSA *et al.*, 2006). Embora o grupo seja de grande importância para a estruturação das comunidades aquáticas, ele ainda é pouco estudado devido principalmente à dificuldade de identificação. Por essa

razão, ainda são necessários estudos que analisem os possíveis fatores determinantes na sua distribuição geográfica e preferência de habitat (MAIA-BARBOSA *et al.*, 2006; SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2011).

Outro grupo presente e bastante abundante nos ecossistemas aquáticos é o dos macroinvertebrados bentônicos, representados por insetos, como por exemplo, Diptera, Ephemeroptera, Odonata, crustáceos como camarões e caranguejos, anelídeos, platelmintos, moluscos, entre outros (HAMADA, NESSIMIAN & QUERINO, 2014; LIGEIRO *et al.*, 2014). Estes organismos desempenham um papel importante na degradação da matéria orgânica animal e vegetal acumulada no leito e na transferência de nutrientes e energia, por participarem de diversos níveis tróficos. São ainda responsáveis por liberar os nutrientes estocados no sedimento para a coluna d'água através da bioturbação favorecendo assim a ciclagem de nutrientes (LIGEIRO *et al.*, 2014).

Devido à importância que o zooplâncton e os macroinvertebrados possuem na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, a elevada riqueza de espécies dentro desses grupos e a degradação ambiental acelerada que pode ameaçar a diversidade dessas espécies, faz-se cada vez mais necessário o registro da diversidade destas comunidades. Além disso, estudar os ambientes de ocorrência desses organismos é fundamental para compreender os fatores que podem exercer influência em seus padrões espaciais de riqueza (GASCÓN *et al.*, 2016; NOVICHKOVA & AZOVSKY, 2017).

Por essas razões, este trabalho buscou realizar um levantamento da fauna aquática, tendo como foco os crustáceos que compõem o zooplâncton e os macroinvertebrados bentônicos presentes na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça em Elói Mendes, Minas Gerais. Também foi objetivo desta pesquisa relacionar a composição e diversidade desses organismos com as características ambientais em que são encontrados, e a partir dos grupos amostrados avaliar a qualidade da água.

Os estudos desenvolvidos no Ribeirão da Onça englobam o georreferenciamento (MOCHIZUKI, 2003), o levantamento florístico (PINELI, 2011) e monitoramento fotográfico de áreas desmatadas (PINELI *et al.*, 2010a). Existem também estudos sobre a gestão de resíduos sólidos do município abrangendo a área da sub-bacia (ARAÚJO, 2011), trabalhos de educação ambiental com a população rural sobre a importância da preservação das nascentes, inclusive registrando o estado de preservação de algumas delas (PRAXEDES *et al.*, 2005), e também com as escolas do município, a fim de discutir a importância da água limpa para a manutenção da saúde da população (PINELI *et al.*, 2010b). Entretanto, em meio aos trabalhos já desenvolvidos, nada se conhece sobre a fauna aquática local.

Este trabalho será, portanto, o primeiro registro de fauna aquática para a sub-bacia e poderá auxiliar na conservação da área. O registro primário das espécies também permitirá, posteriormente, o trabalho de biomonitoramento para que a área possa ser mantida em condições adequadas em longo prazo.

REFERÊNCIAS

ALBA-TERCEDOR, J. **Macroinvertebrados acuaticos y calidad de las aguas de los rios**. Almeria: Anais do IV Simpósio Del Agua em Andalucia (SIAGA), v.2, p. 203-213, 1996.

ARAÚJO, P. V. B. **Aterro Sanitário como uma das faces da gestão integrada de resíduos sólidos urbanos**: um estudo de caso no município de Elói Mendes, MG. Dissertação (Mestrado em Administração) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 147 p., 2011.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A. SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L. **A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil**. Hydrobiologia, v. 575, p. 83-94, 2007. DOI: 10.1007/s10750-006-0286-x

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers**: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Environmental Protection Agency, 2nd ed., p. 339, 1999.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui as áreas de preservação permanente. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 25 de mai. 2012. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 02 jan. 2020.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J. F. Jr. **A vida nas águas das montanhas**. Ciência Hoje, v. 31, n. 182, p. 68-71, 2002.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J. F. Jr.; MORENO, P. **Invertebrados aquáticos como bioindicadores**. CID, NUVELHAS – Projeto Manuelzão, p. 1-12, 2018. Disponível em: < <https://manuelzao.ufmg.br/biblioteca/invertebrados-aquaticos-como-bioindicadores/> >. Acesso em: 28 abr. 2020.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 1. ed., p. 171-202, 1998.

FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES, A. P. Jr. **Impactos ambientais macroscópicos e qualidade das águas em nascentes de parques municipais em Belo Horizonte – MG**. Belo Horizonte: Geografias: Artigos científicos, v. 08, n. 2, p. 8-23, 2012.

GASCÓN, S.; ARRANZ, I.; CAÑEDO-ARGUELLES, M.; NEBRA, A.; RUHÍ, A.; RIERADEVALL, M.; CAIOLA, N.; SALA, J.; IBÁÑEZ, C.; QUINTANA, X. D.; BOIX, D.

Environmental filtering determines metacommunity structure in wetland microcrustaceans. *Oecologia*, v. 181, n. 1, p. 193–205, 2016.

GOMES, P. M.; MELO, C.; VALE, V. S. **Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia-MG: análise macroscópica.** Uberlândia: Sociedade & Natureza Uberlândia, v.17, n. 32, p. 103-120, 2005.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental.** *Revista da FAPAM*, ano 2, n. 1, p. 1-9, 2003.

GUIMARÃES, A.; RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G. **Adapting a rapid assessment protocol to environmentally assess palm swamp (Veredas) springs in the Cerrado biome, Brazil.** *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, n. 592, p. 2-10, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6299-2>

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.** Manaus: Editora do INPA, 724 p., 2014.

IBAMA. Instrução Normativa nº 146, de 10 de Janeiro de 2007. IBAMA - **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.** Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/IN146_2007_Empreendimentos.pdf>. Acesso em: 04 out. 2018.

JACKSON K. **The importance of headwater streams.** Land-Grant Press by Clemson Extension.2019. Disponível em: <<http://lgpress.clemson.edu/publication/the-importance-of-headwater-streams>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. **Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil).** *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 10, n. 2, p. 125-135, 1998.

LIGEIRO, R.; FERREIRA, W.; CASTRO, D.; FIRMIANO, K. R. ; SILVA, D. & CALLISTO, M. Macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira: múltiplas abordagens de estudos ecológicos em bacias hidrográficas. In: CALLISTO, M.; ALVES, C.B.M.; LOPES, J.M. & CASTRO, M.A. (org.) **Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos.** Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, v. 1, p. 127-160, 2014. (Serie Peixe Vivo, 2).

LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C. de; FILHO, J. L. A.; LOURENÇO, R. W. **Gestão de Bacias Hidrográficas na perspectiva espacial e socioambiental.** *Economía, Sociedad y Territorio*, v.19, n.62, p.631-653, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.22136/est20201353>

MACEDO, M. N.; COE, M. T.; DEFRIES, R.; URIARTE, M.; BRANDO, P. M.; NEILL, C.; WALKER, W. S. **Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia.** *Philosophical Transactions of the Royal Society*, v. 368, n. 1619, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0153>.

MAIA-BARBOSA, P. M.; BRITO, S.; RIETZLER, A. C.; ESKINAZI-SANT’ANNA, E. M. **Diversidade do zooplâncton de Minas Gerais.** *Ciência Hoje. Limnologia: Estudos sobre o*

tema se concentram nas bacias dos Rios São Francisco, Doce e Grande, v. 38, n. 227, p. 67–73, 2006.

MARQUES, S. C.; PARDAL, M. A.; PEREIRA, M. J.; GONÇALVES, F.; MARQUES, J. C.; AZEITEIRO, U. M. **Zooplankton distribution and dynamics in a temperate shallow estuary**. *Hydrobiologia*, v. 587, p. 213–223, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0682-x>

MOCHIZUKI, E. T. **Caracterização da Qualidade da Água na sub-bacia do Ribeirão da Onça no município de Elói Mendes, MG**. Núcleo de inovação tecnológica. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 36 p., 2003.

NOVICHKOVA, A. A.; AZOVSKY, A. I. **Factors affecting regional diversity and distribution of freshwater microcrustaceans (Cladocera, Copepoda) at high latitudes**. *Polar Biology*, v. 40, n. 1, p. 185–198, 2017.

OLIVEIRA, L. C. de; PEREIRA, R.; VIEIRA, J. R. G. **Análise da degradação ambiental da mata ciliar em um trecho do Rio Maxaranguape - RN: uma contribuição à gestão dos recursos hídricos do Rio Grande do Norte – Brasil**. *Holos*, v. 5, p. 49-66, 2011.

PEDROZO, C. S.; ROCHA, O. **Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil**. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 17, n.4, p. 445-464, 2005.

PINELI, A. A. P.; NETTO, M. F. R.; OLIVEIRA, A. S.; NETO, F. R. da C.; CAMPOS, J. C. **Desmatamento na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça, sul de Minas Gerais**. *Enciclopédia da Biosfera, Centro Científico Conhecer*, v. 6, n. 9, p. 1–9, 2010a.

PINELI, A. A. P.; NETO, F. R. da C.; LANDGRAF, P. R. C.; MENDES, S. M. S.; CAMPOS, J. C. **Educação ambiental e interdisciplinaridade na bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça, sul de Minas Gerais**. *Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer*, v. 6, n. 11, p. 1–11, 2010b.

PINELI, A. A. P. **Levantamento Florístico e Estrutura Horizontal da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça, MG**. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 52 p. , 2011.

PRAXEDES, A. F. M.; PEREIRA, F. S.; BOUÇAS, F. M.; LEITE, P. S. M.; RESENDE, T.; PAULA, W. J. de. **Nascentes do Ribeirão da Onça: Conhecer para proteger**. Centro Universitário do Sul de Minas, Unis, 27 p., 2005.

SANTOS, T. G. dos; GUSMÃO, L. M. O.; NEUMANN-LEITÃO, S.; CUNHA, A. G. da. **Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos Rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá – PE**. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, v. 4, n. 1, p. 44-56, 2009.

SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; NEGREIROS, N. F.; SILVA, L. C. da; SANTOS, R. M. dos; ROCHA, O. **O estado atual do conhecimento da diversidade dos Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) nas águas doces do estado de Minas Gerais**. *Biota Neotropica*, v. 11, n. 3, p. 287–301, 2011.

WOHL, E. **The significance of small streams.** *Frontiers in Earth Science*, p. 1-10, 2017.
DOI: [10.1007/s11707-017-0647-y](https://doi.org/10.1007/s11707-017-0647-y)

SEGUNDA PARTE

Artigos

1º ARTIGO

AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL E DA QUALIDADE DA ÁGUA DE NASCENTES NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DA ONÇA EM ELÓI MENDES, MINAS GERAIS

Artigo redigido conforme a norma para publicação periódica científica NBR 6022 (ABNT, 2003a).

RESUMO

A sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça tem grande importância no abastecimento de água do município de Elói Mendes, no entanto, o processo de urbanização e uso da terra tem levado à degradação dessas áreas já desde as nascentes. Os impactos provocados nesses ecossistemas alteram a quantidade e qualidade dos recursos hídricos. Em vista da crescente degradação, esta pesquisa objetivou avaliar o grau de preservação e a qualidade da água de 10 nascentes do Ribeirão da Onça a partir do Índice de Impacto Ambiental de Nascentes (IIAN) e dos índices bióticos BMWP' e ASPT. A coleta de dados foi realizada durante a estação chuvosa, nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2019. Para a aplicação do IIAN foram realizadas visitas *in loco* nas nascentes e a observação visual dos parâmetros macroscópicos definidos pelo índice. A coleta dos macroinvertebrados bentônicos para as 10 nascentes foi realizada com rede tipo Surber (30x30cm; 250µm). O material coletado foi levado ao laboratório, lavado em quatro peneiras (malhas 1,68; 1,00; 0,177 e 0,062 mm), triado e os organismos identificados até o nível taxonômico de família. Os índices BMPW' e ASPT foram calculados e comparados à tabela de classes de qualidade de água. Para o IIAN os resultados revelam que dentre as nascentes amostradas, três se encontram em péssimo grau de preservação, três em condição ruim e quatro em grau razoável de preservação. Os valores obtidos pelo índice BMWP' indicam que ao longo da sub-bacia as nascentes se encontram poluídas ou fortemente poluídas. E para o ASPT foram encontrados valores que indicam provável poluição moderada e severa para os locais amostrados. A partir do presente estudo, reafirmamos a importância de associar diferentes metodologias ao realizar um diagnóstico ambiental. E alertamos para a necessidade de aumentar os esforços no sentido de melhorar as condições de preservação da região, de forma a garantir este recurso essencial para todas as formas de vida que é a água.

Palavras-chave: Macroinvertebrados bentônicos. Zooplâncton. IIAN.

ABSTRACT

The Ribeirão da Onça hydrographic sub-basin has great importance in the water supply of the municipality of Elói Mendes. However, the process of urbanization and land use has led to the degradation of these areas including their springs. The impacts caused on these ecosystems alter the quantity and quality of water resources. In view of the increasing degradation, this research aimed to evaluate the degree of preservation and the water quality of 10 springs of Ribeirão da Onça using the Environmental Impact Index of Springs (IIAN) and the biotic indices BMWP 'and ASPT. Data collection was carried out during the rainy season, in the months of January and February 2019. For the IIAN, on-site visits were carried out at the springs, with visual observation of the macroscopic parameters as defined by the index. A Surber net (30x30cm; 250µm) was used to collect the benthic macroinvertebrates for the 10 springs. The collected material was taken to the laboratory, washed in four sieves (1.68; 1.00; 0.177 and 0.062 mm meshes), sorted based on size; the organisms were identified down to the family taxonomic level. The BMPW 'and ASPT indices were calculated and compared to the water quality class table. For the IIAN, the results show that among the springs sampled, three are in a poor degree of preservation, three in poor condition and four in a reasonable degree of preservation. The values obtained by the BMWP' index indicate that along the basin the water is polluted or very polluted. As for the ASPT index, we found values that indicate probable moderate and severe pollution for the sampled sites. Based on our results, we reaffirm the importance of associating different methodologies when carrying out an environmental diagnosis. And we warn the need of increased efforts to improve the preservation conditions of the region, in order to guarantee this essential resource for all forms of life, which is water.

Keywords: Benthic macroinvertebrates. Zooplankton. IIAN

1 INTRODUÇÃO

É indiscutível que os ecossistemas aquáticos oferecem serviços essenciais à humanidade, no entanto, ao usufruir dos bens ofertados, o homem tem causado prejuízos a esses ambientes levando-os à degradação e afetando, conseqüentemente, sua própria qualidade de vida (LOPES *et al.*, 2020). Uma das áreas de maior importância econômica, ecológica e cultural é a bacia hidrográfica, porém, o processo de ocupação e uso da terra tem ocasionado sua degradação já desde as nascentes (LOPES *et al.*, 2020; PIRES *et al.*, 2002).

As nascentes são ecossistemas que dependem fortemente da recarga do lençol freático e seu afloramento é o que dá origem aos cursos d'água que irão compor o restante da bacia (LIMA, 2008). São áreas que contribuem significativamente para a diversidade local e regional em razão da alta diversidade de habitats e também por apresentar características como fluxo, química e temperatura da água em níveis mais estáveis quando comparado a outros ambientes aquáticos (CANTONATI *et al.*, 2012).

Certos da sua importância, em 2012 a Lei Federal nº 12.651 determinou as nascentes como áreas de preservação permanente (APP). As APP's são áreas cobertas ou não por vegetação nativa, cuja função ambiental é preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, além de facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

Embora a legislação determine a preservação desses afloramentos, o modelo de desenvolvimento urbano e as atividades rurais, principalmente a prática agropecuária, tem provocado diversas modificações em toda a dinâmica fluvial (MACEDO *et al.*, 2013; SOUZA-FILHO *et al.*, 2016). Impactos como o desmatamento da mata ciliar para a construção de moradias e cultivos agrícolas provocam, por exemplo, mudanças na temperatura dos riachos, modificam os picos de cheia, causam alterações no escoamento e na qualidade da água ao carrear mais sedimentos com a chuva (MACEDO *et al.*, 2013; SOUZA-FILHO *et al.*, 2016). Além disso, a liberação de dejetos e agroquímicos e, claro, o acúmulo de lixo prejudicam o meio ambiente e a saúde da comunidade. Com tantas mudanças, tanto a quantidade quanto a qualidade dos recursos hídricos se veem hoje ameaçados (LEOPOLD, 1968; PINELI, 2011).

Diante do cenário atual observamos a urgência em estudos que avaliem e monitorem os impactos antrópicos que alteram as áreas do entorno e a biodiversidade dos ambientes aquáticos. Segundo resolução do CONAMA nº 01 de 1986, é considerado impacto ambiental toda e qualquer intervenção humana que altere propriedades químicas, físicas e biológicas do

meio ambiente (BRASIL, 1986). O diagnóstico se faz necessário para que medidas de preservação e restauração sejam implantadas visando o bem-estar de todos (LEAL *et al.*, 2017). Assim, em meio à preocupação, diversas metodologias têm sido desenvolvidas com o objetivo de medir a qualidade dos ecossistemas (COTA *et al.*, 2002; GOMES, MELO & VALE, 2005; SPITALE *et al.*, 2012).

Para o diagnóstico das nascentes tem sido comum a utilização de protocolos *in loco* com métricas e observações macroscópicas de paisagem que possibilitam inferir o grau de conservação e as áreas que devem ser prioritárias para práticas de restauração. Um exemplo de protocolo bastante utilizado é o índice de impacto ambiental de nascentes (IIAN) proposto por Gomes, Melo e Vale (2005). Com uma abordagem em escala visual, qualitativa e macroscópica, o índice é considerado uma metodologia simples e didática de obter resultados satisfatórios, ainda que alguns autores realizem pequenas modificações para atender as necessidades locais (FELIPPE & MAGALHÃES-JUNIOR, 2012). Aspectos a serem observados a partir deste protocolo incluem, por exemplo, a presença de proteção na área, grau de preservação da vegetação, cor e odor da água (GOMES, MELO & VALE, 2005).

Para a avaliação da qualidade da água têm sido aplicados índices que utilizam comunidades biológicas, como os macroinvertebrados bentônicos e microcrustáceos, por exemplo, da Classe Ostracoda. Esses índices têm a vantagem de detectar alterações ambientais em longo prazo, uma vez que os organismos aquáticos apresentam baixa mobilidade e passam grande parte do seu ciclo de vida associado ao sedimento, local onde se acumulam os contaminantes. Além disso, as espécies possuem diferentes níveis de tolerância a alterações ambientais (ALBA-TERCEDOR, 1996).

Para a avaliação biológica, os pesquisadores brasileiros adaptaram para a fauna local o índice americano Biological Monitoring Working Party System (BMWP), calculando uma nova pontuação baseada no nível saprobiótico de cada família de macroinvertebrados e associando com cinco graus de contaminação e qualidade da água (JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998). O índice Average Score per Taxon (ASPT) que complementa o BMWP, é utilizado de modo a corrigir a influência do tamanho dos cursos d'água no valor total obtido pelo BMWP', uma vez que, cursos d'água maiores possuem maior diversidade de taxa. Para que essa correção seja realizada o valor total do BMWP' é dividido pelo número de famílias encontradas (BAPTISTA, 2008).

Com o crescimento populacional, a sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça tem sofrido com o processo de ocupação desordenada e com impactos como o lançamento de efluentes sanitários *in natura*, plantações de café nas margens do corpo hídrico, uso de

agrotóxicos e desmatamentos ilegais que comprometem a vegetação nativa, impactam as espécies presentes, além de alterar a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos, que segundo relatos de moradores as nascentes possuíam maior vazão no passado (MOCHIZUKI, 2003; PINELI, 2011). A sub-bacia tem grande importância para a população local uma vez que é responsável pelo abastecimento de toda a cidade (PINELI, 2011).

Diante do contexto de degradação apresentado e da importância dessas nascentes para o abastecimento da população, esta pesquisa objetivou avaliar o grau de preservação das nascentes do Ribeirão da Onça através do Índice de Impacto Ambiental de Nascentes (IIAN) e verificar a qualidade da água a partir da utilização dos índices BMWP' e ASPT. O presente trabalho é uma forma de somar conhecimento sobre a situação das nascentes em escala local e também em território brasileiro.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Sub-bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça (20°43'57.37"S 46°02'38.59"W) está localizada no município de Elói Mendes, região sul do estado de Minas Gerais (Figura 1). A cidade se encontra entre os domínios da Mata Atlântica e do Cerrado, a cerca de 890 m de altitude, com uma precipitação anual que varia 1.300 a 1.600 mm e temperatura média anual de 19,6 °C (PINELI, 2011). O clima segundo a classificação de Köppen é subtropical úmido de inverno seco e verão quente e úmido (Cwa) (ALVARES *et al.*, 2013). O solo da região é formado predominantemente pelo tipo Latossolo vermelho-escuro (Observação obtida a partir de imagem de satélite pelo TOPODATA e GEOBANK – portal CPRM).

O Ribeirão da Onça compreende uma área total de 25.259 km² e uma extensão de 10 km de curso de água (MOCHIZUKI, 2003). É a maior bacia presente no município, e por essa razão, tem suas águas utilizadas para o abastecimento populacional (PINELI, 2011). Sendo parte integrante da Bacia do Rio Grande na Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos - GD5, o Ribeirão deságua na represa de Furnas (IGAM, 2016). O uso do solo da sub-bacia é marcado pela presença de habitação rural, pastagem e agricultura, com plantações de uva, café, milho, gados de leite e corte, e granja (PINELI *et al.*, 2010).

2.2 Nascentes avaliadas

Através de registro de satélite pelo TOPODATA e GEOBANK – portal CPRM foi possível identificar 17 nascentes ao longo da sub-bacia, entretanto, foram selecionadas apenas dez (Figura 2), cujas coordenadas estão descritas na tabela 1. Essa seleção foi necessária, pois ao percorrer a região alguns dos proprietários não foram localizados ou algumas das nascentes já haviam sido canalizadas. Os pontos foram selecionados aleatoriamente, porém de forma a abordar toda a extensão da sub-bacia. As observações foram realizadas no período chuvoso, nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2019.

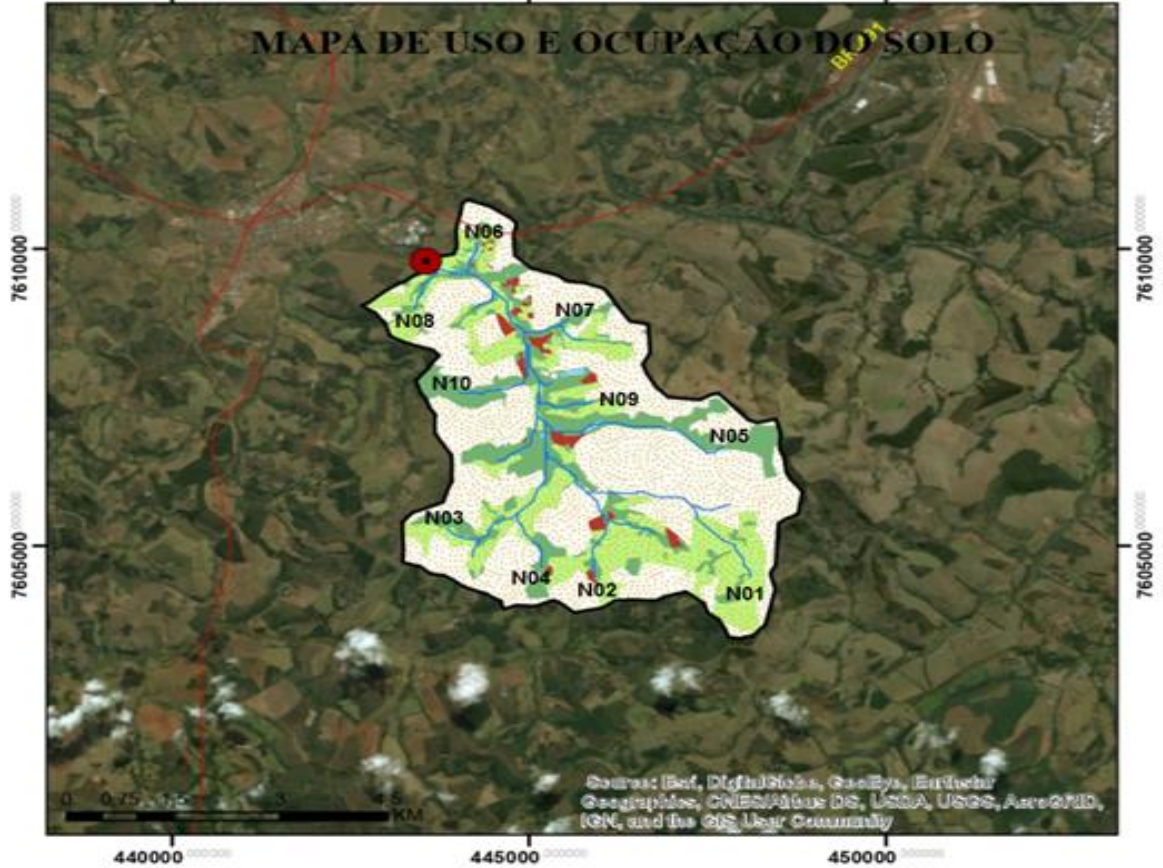
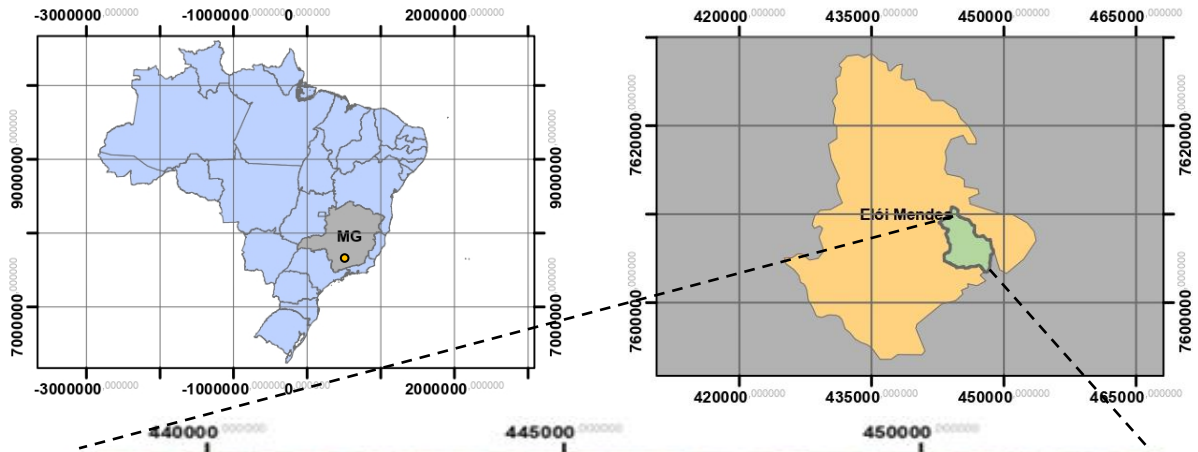
Tabela 1 - Coordenadas geográficas das dez nascentes amostradas na Sub-bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça.

PONTOS	LATITUDE	LONGITUDE
N01	21°39'32.72"S	45°30'20.71"W
N02	21°39'42.77"S	45°31'21.11"W
N03	21°39'16.89"S	45°32'29.59"W
N04	21°39'39.21"S	45°31'47.40"W
N05	21°38'31.22"S	45°30'8.13"W
N06	21°36'37.92"S	45°32'17.94"W
N07	21°37'19.26"S	45°31'22.78"W
N08	21°37'16.23"S	45°32'48.78"W
N09	21°38'8.82"S	45°31'30.12"W
N10	21°37'59.91"S	45°32'5.75"W

Fonte: Do autor (2020).

Figura 1 - Localização da Sub-bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça, no município de Elói Mendes, Minas Gerais e das dez nascentes amostradas.

LOCALIZAÇÃO DA ÁREA



Fonte: José Miguel Vilela de Figueiredo (2019).

Figura 2 – As dez nascentes (N) onde foram realizadas as observações e as coletas de material biológico. (Continua)

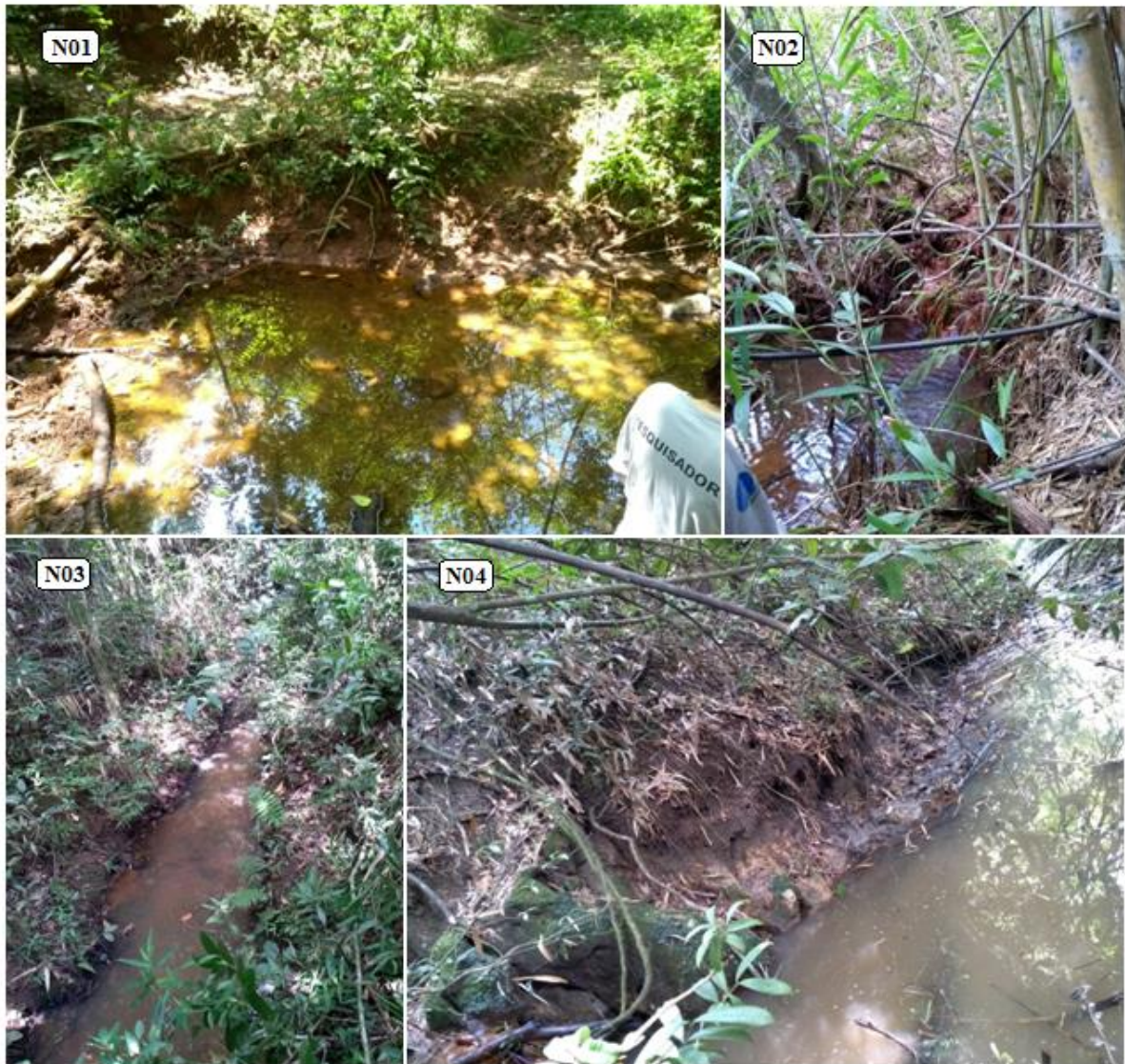


Figura 2 – As dez nascentes (N) onde foram realizadas as observações e as coletas de material biológico. (Conclusão)



Fonte: Do autor (2020)

2.3 Aplicação do IIAN

Em cada nascente foi aplicado o Índice de Impacto Ambiental de Nascentes (IIAN) adaptado de Gomes, Melo e Vale (2005) por Ramos e Santos (2018). O índice classifica o grau de preservação dos mananciais como ótimo, bom, razoável, ruim e péssimo a partir de 16 parâmetros qualitativos analisados, como cor da água, presença de óleos e uso por animais. Para cada um destes parâmetros é atribuída uma pontuação que varia de 1 a 3 pontos (Tabela 2). A pontuação total de cada local é então utilizada para classificar o grau de preservação (Tabela 3).

Tabela 2 - Índice de impacto ambiental de nascentes (IIAN) adaptado de Gomes, Melo & Vale (2005) por Ramos & Santos (2018).

Cor da água	(1) Escura	(2) Clara	(3) Transparente
Odor	(1) Cheiro Forte	(2) Cheiro Fraco	(3) Ausente
Lixo ao redor	(1) Muito	(2) Pouco	(3) Ausente
Materiais flutuantes	(1) Muito	(2) Pouco	(3) Ausente
Espumas	(1) Muito	(2) Pouco	(3) Ausente
Óleo	(1) Muito	(2) Pouco	(3) Ausente
Esgoto	(1) Visível	(2) Provável	(3) Ausente
Vegetação (preservação)	(1) Alta degradação	(2) Baixa degradação	(3) Preservada
Regeneração	(1) Ausente	(2) Moderada	(3) Presente
Presença de erosão	(1) Acentuada	(2) Moderada	(3) Ausente
Uso por animais	(1) Presença	(2) Marcas	(3) Não detectado
Uso por humanos	(1) Presença	(2) Marcas	(3) Não detectado
Proteção do local	(1) Sem proteção	(2) Com proteção (mas com acesso)	(3) Com proteção (mas sem acesso)
Acessibilidade ao local	(1) Fácil	(2) Difícil	(3) Sem acesso
Proximidade com residência ou estabelecimento	(1) < 50 metros	(2) entre 50 e 100 metros	(3) > 100 metros
Tipo de área de inserção	(1) Ausente (sem informação)	(2) Propriedade privada	(3) Parques ou áreas protegidas

Fonte: Adaptado de Ramos & Santos (2018).

Tabela 3 - Classificação final das nascentes quanto ao estado de preservação adaptado de Gomes, Melo & Vale (2005).

Classe	Grau de preservação	Pontuação*
A	Ótimo	46 - 48 pontos
B	Bom	43 - 45 pontos
C	Razoável	40 - 42 pontos
D	Ruim	37 - 39 pontos
E	Péssimo	> 37 pontos

*Somatório dos 16 parâmetros avaliados na tabela 1.

Fonte: Ramos & Santos (2018).

Ao realizar as observações dos parâmetros qualitativos, foram adotados os seguintes métodos:

- Para determinar a cor da água houve o cuidado ao distinguir a coloração aparente da coloração verdadeira. Para isso, a água foi coletada em um recipiente transparente e foi mantida em repouso por alguns minutos, posteriormente, foi caracterizada a coloração. A água coletada também foi utilizada para verificar o odor.
- A presença de lixo no entorno foi caracterizada considerando ‘pouco’ quando presente até três unidades e ‘muito’ quando mais de três unidades.
- Em materiais flutuantes foram considerados todo e qualquer objeto presente na superfície da água.
- A avaliação do esgoto consistiu na presença de emissários a uma curta distância da nascente.
- A vegetação foi caracterizada quanto ao grau de preservação, e o uso de animais baseado na presença de fezes e pegadas.
- O uso antrópico foi avaliado a partir de evidências de utilização, por exemplo, de trilhas ao redor da nascente, bombas de sucção ou irrigação.
- A proteção da nascente foi identificada pela presença de barreiras naturais ou artificiais, como por exemplo, a presença de cercas, vegetação emaranhada ou barranco.

2.4 Levantamento de macroinvertebrados

Para a coleta dos macroinvertebrados bentônicos o substrato de fundo era remexido e capturado com auxílio de uma rede do tipo Surber (30 x 30 cm; 250µm). De forma a abranger diferentes tipos de habitats e assim obter uma maior diversidade de grupos, a coleta ocorreu

na margem esquerda, no centro e na margem direita da nascente. Para cada uma das margens foi padronizado um tempo de 2 minutos, totalizando para cada nascente 6 minutos de coleta. Além disso, houve o cuidado de iniciar a amostragem sempre em um ponto a jusante seguindo para montante para que o sedimento suspenso não influenciasse nas coletas seguintes. Todo o conteúdo amostrado foi armazenado em sacos plásticos devidamente identificados e levados ao Laboratório de Carcinologia da Universidade Federal de Lavras, onde foram lavados em água corrente com auxílio de quatro peneiras de malhas 1,68; 1,00; 0,177 e 0,062 mm. O material retido nas peneiras foi colocado em potes de polietileno contendo álcool 70% para conservação e fixação. Posteriormente, foi realizada a triagem e identificação dos organismos com o auxílio de microscópio estereoscópio da marca Zeiss, quando possível até o nível taxonômico de família, segundo bibliografia da Hamada, Nessimian e Querino (2014).

2.5 Aplicação dos índices bióticos (BMWP' e ASPT)

Para avaliar a qualidade biológica da água foram utilizados dois índices, o Biological Monitoring Working Party System adaptado (BMWP') e o Average Score per Taxon (ASPT). Ambos exigem que a identificação dos macroinvertebrados bentônicos seja realizada até o nível taxonômico de família (COTA *et al.*, 2002; JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998).

Para o cálculo do índice BMPW' as famílias encontradas recebem uma pontuação equivalente ao seu nível de tolerância à poluição orgânica, nesse caso, as famílias mais sensíveis recebem maior pontuação. A soma dos valores atribuídos a cada táxon encontrado (o BMWP') é então comparado à tabela de classes de qualidade de água (Tabela 4) (COTA *et al.*, 2002; JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998).

O índice ASPT, por sua vez, é calculado utilizando a pontuação BMWP' dividida pelo número de táxons pontuados na amostra, dessa forma, quanto maior o valor encontrado, melhor é a qualidade do ambiente (Tabela 5) (COTA *et al.*, 2002; SILVA, EVERTON & MELO, 2016).

Tabela 4 - Classes de qualidade de água e significado dos valores do BMWP', adaptado de Alba-Tercedor & Sanches-Ortega (1988).

Classes	Qualidade	Valor (BMWP')	Significado
I	Ótima	> 150	Águas prístinas (muito limpas)
	Boa	101 - 120	Águas não poluídas, sistema perceptível não alterado
II	Aceitável	61 - 100	Evidentes efeitos moderados de poluição
III	Duvidosa	36 - 60	Águas poluídas (sistemas alterados)
IV	Crítica	15 - 35	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)
V	Muito crítica	< 15	Água fortemente poluída (sistema fortemente alterado)

Fonte: Alba-Tercedor & Sanches-Ortega (1988).

Tabela 5 - Valores de referência para o índice ASPT e o diagnóstico da água.

Pontuação ASPT	Diagnóstico
> 6	Água limpa
5 - 6	Qualidade duvidosa
4 - 5	Provável poluição moderada
< 4	Provável poluição severa

Fonte: Silva, Everton & Melo (2016).

3 RESULTADOS

Com base na avaliação *in situ* através do IIAN, observa-se que dentre as nascentes amostradas, três delas se encontram em péssimo grau de preservação (N04, N05 e N10), três estão em condição ruim (N01, N02 e N07) e outras quatro em grau razoável (N03, N06, N08 e N09) (Tabela 6). Todas as nascentes observadas estão localizadas em propriedade privada e nenhuma se enquadrou em nível ótimo de preservação. Mesmo sendo protegidas com cercas, a maioria é de fácil acesso tanto para animais quanto para humanos, com exceção da N04 e N08. E apenas nas nascentes N01 e N09 foi observado lixo ao redor.

A N04 apresentou coloração escura, N03 e N05 apresentaram coloração clara, enquanto o restante apresentou coloração transparente, entretanto, em nenhuma das nascentes foi observado odor ou presença de óleo. Considerando a ausência de esgoto, óleo e odor em todas as áreas, a coloração escura da N04 pode ser atribuída à turbidez decorrente da ausência de vegetação e processo erosivo ao redor da nascente.

Tabela 6 - Índice de Impacto Ambiental de Nascentes (IIAN), com a pontuação obtida em cada nascente, a soma total e a classe referente ao grau de preservação.

Parâmetros Macroscópicos	N01	N02	N03	N04	N05	N06	N07	N08	N09	N10
Cor da água	3	3	2	1	2	3	3	3	3	3
Odor	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Lixo ao redor	2	3	3	3	3	3	3	3	2	3
Materiais flutuantes	3	3	3	3	1	3	3	2	3	3
Espumas	3	3	3	2	1	3	2	1	2	1
Óleo	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Esgoto	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Vegetação (preservação)	2	2	3	1	1	2	1	2	2	1
Regeneração	3	3	3	3	2	3	3	3	3	2
Presença de erosão	1	3	2	1	3	3	3	3	3	3
Uso por animais	2	1	2	3	2	2	1	3	3	1
Uso por humanos	2	2	3	2	2	3	2	3	2	3
Proteção do local	2	2	2	2	1	1	2	1	2	1
Acessibilidade ao local	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1
Proximidade com residência ou estabelecimento	3	2	3	2	1	2	2	3	3	3
Tipo de área de inserção	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Total	39	39	41	36	31	40	37	40	40	36
Classe	D	D	C	E	E	C	D	C	C	E

Fonte: Do autor (2020).

Em relação ao levantamento de macroinvertebrados bentônicos, nas dez nascentes amostradas, foram obtidas um total de 4 classes (Ostracoda, Insecta, Malacostraca e Clitellata). Para Clitellata, os indivíduos foram identificados até o nível taxonômico de subclasse (Oligochaeta e Hirudinea) (JUNQUEIRA *et al.*, 2000; SILVA, EVERTON & MELO, 2016), enquanto para Ostracoda a identificação permaneceu até o nível de classe (ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988). Para Malacostraca e Insecta a identificação ocorreu até o nível de família, sendo encontrados ao todo 18 famílias (Tabela 7). Após a identificação dos organismos, foram atribuídos os valores do índice BMWP' para cada família amostrada segundo os autores Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega (1988), Cota *et al.* (2002) e Junqueira *et al.* (2000) (Tabela 8). Também foi realizado o somatório dos pontos atribuídos às famílias presentes para cada ponto de coleta, com identificação da classe e qualidade da água (Tabela 9).

Os valores obtidos pelo índice BMWP' variaram de 13 a 54, indicando que ao longo da sub-bacia são encontradas águas poluídas a fortemente poluídas. Em nenhuma das

nascentes observadas a qualidade da água está boa. O resultado é atribuído ao fato de existirem muitas taxa tolerantes a alterações ambientais, como as larvas de Chironomidae, que foram encontrados em todos os pontos.

Tabela 7 - Macroinvertebrados bentônicos amostrados com suas respectivas abundâncias para cada nascente no Ribeirão da Onça em Elói Mendes, Minas Gerais.

Taxa	N01	N02	N03	N04	N05	N06	N07	N08	N09	N10
Classe Ostracoda	51	28	60	7	47	275	47	73	27	97
Classe Insecta										
Ordem Ephemeroptera										
Caenidae	5	0	13	1	0	0	0	0	2	1
Ordem Odonata										
Coenagrionidae	0	1	0	2	0	0	0	0	2	0
Gomphidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	7	1	0	1	0	2	1	2	0	3
Ordem Hemiptera										
Veliidae	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0
Ordem Coleoptera										
Hydrophilidae	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0
Elmidae	3	1	0	2	0	1	0	3	0	0
Psephenidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ordem Trichoptera										
Sericostomatidae	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Xiphocentronidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Ordem Diptera										
Ceratopogonidae	14	10	1	87	0	19	2	1	3	8
Chaoboridae	7	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	244	72	97	513	17	195	78	3	292	77
Simuliidae	0	0	0	0	6	0	0	0	0	1
Stratiomyidae	5	0	0	5	0	0	1	3	0	1
Empididae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe Malacostraca										
Ordem Amphipoda										
Hyalellidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe Clitellata										
Subclasse Oligochaeta	26	0	4	9	0	2	7	1	0	5
Subclasse Hirudinea	80	1	6	6	1	0	5	0	7	1

Fonte: Do autor (2020).

Tabela 8 - Macroinvertebrados bentônicos presentes no Ribeirão da Onça em Elói Mendes, Minas Gerais e suas respectivas pontuações do BMWP', segundo o nível de saprobidade, conforme os autores Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988), Cota *et al.* (2002) e Junqueira *et al.* (2000).

Taxa	BMWP'
Oligochaeta (todas as classes)	1
Chironomidae, Stratiomyidae, Chaoboridae	2
Ostracoda, Hirudinea	3
Ceratopogonidae, Empididae, Caenidae	4
Hydrophilidae, Elmidae, Simuliidae, Gomphidae	5
Hyaellidae	6
Veliidae, Leptoceridae, Coenagrionidae	7
Libellulidae, Psephenidae	8
Xiphocentronidae	9
Sericostomatidae	10

Fonte: Do autor (2020).

Tabela 9 - Tabela de avaliação da qualidade da água através dos Macroinvertebrados bentônicos e do índice BMWP'. (Continua)

Nascentes	Taxa	BMWP' total	Classe	Significado	Qualidade
N01	Ostracoda, Oligochaeta, Hirudinea, Caenidae, Libellulidae, Elmidae, Ceratopogonidae, Chaoboridae, Chironomidae, Stratiomyidae, Empididae	38	IV	Águas poluídas (sistemas alterados)	Duvidosa
N02	Ostracoda, Hyaellidae, Hirudinea, Coenagrionidae, Gomphidae, Libellulidae, Elmidae, Ceratopogonidae, Chaoboridae, Chironomidae	45	IV	Águas poluídas (sistemas alterados)	Duvidosa

Tabela 9 - Tabela de avaliação da qualidade da água através dos Macroinvertebrados bentônicos e do índice BMWP'. (Continuação)

Nascentes	Taxa	BMWP' total	Classe	Significado	Qualidade
N03	Ostracoda, Oligochaeta, Hirudinea, Caenidae, Ceratopogonidae, Chironomidae	17	V	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)	Crítica
N04	Ostracoda, Oligochaeta, Hirudinea, Caenidae, Coenagrionidae, Libellulidae, Hydrophilidae, Elmidae, Sericostomatidae, Ceratopogonidae, Chironomidae, Stratiomyidae	54	IV	Águas poluídas (sistemas alterados)	Duvidosa
N05	Ostracoda, Hirudinea, Chironomidae, Simuliidae,	13	VI	Água fortemente poluída (sistema fortemente alterado)	Muito crítica
N06	Ostracoda, Oligochaeta, Libellulidae, Elmidae, Ceratopogonidae, Chironomidae	23	V	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)	Crítica
N07	Ostracoda, Oligochaeta, Hirudinea, Libellulidae, Veliidae, Psephenidae, Ceratopogonidae, Chironomidae, Stratiomyidae	38	IV	Águas poluídas (sistemas alterados)	Duvidosa

Tabela 9 - Tabela de avaliação da qualidade da água através dos Macroinvertebrados bentônicos e do índice BMWP'. (Conclusão)

Nascentes	Taxa	BMWP' total	Classe	Significado	Qualidade
N08	Ostracoda, Oligochaeta, Libellulidae, Veliidae, Elmidae, Ceratopogonidae, Chironomidae, Stratiomyidae	32	V	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)	Crítica
N09	Ostracoda, Hirudinea, Caenidae, Coenagrionidae, Hydrophilidae, Leptoceridae, Xiphocentronidae, Ceratopogonidae, Chironomidae	44	IV	Águas poluídas (sistemas alterados)	Duvidosa
N10	Ostracoda, Oligochaeta, Hirudinea, Caenidae, Libellulidae, Ceratopogonidae, Chironomidae, Simuliidae, Stratiomyidae	32	V	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)	Crítica

Fonte: Do autor (2020).

Os valores adquiridos a partir do índice ASPT para cada nascente e seu respectivo diagnóstico encontram-se descritos na tabela 10. Os valores encontrados para a sub-bacia variaram de 2,83 (N03) a 4,88 (N09), indicando provável poluição moderada a severa para os locais amostrados.

Tabela 10 - Valores encontrados para o Índice Average Score per Taxon (ASPT): pontuação do BMWP' dividida pelo número de táxons de pontuação na amostra.

Nascentes	ASPT	Diagnóstico
N01	3,45	Provável poluição severa
N02	4,50	Provável poluição moderada
N03	2,83	Provável poluição severa
N04	4,50	Provável poluição moderada
N05	3,25	Provável poluição severa
N06	3,83	Provável poluição severa
N07	4,22	Provável poluição moderada
N08	4,00	Provável poluição moderada
N09	4,88	Provável poluição moderada
N10	3,55	Provável poluição severa

Fonte: Do autor (2020).

4 DISCUSSÃO

A partir dos resultados apresentados é possível observar que por toda a extensão da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça, mais da metade das nascentes analisadas estão em condições ruins de preservação e provavelmente com águas impactadas. Trabalhos prévios desenvolvidos na região relatavam problemas desde o ano 2003. Entretanto, a situação parece continuar e coloca em risco a segurança desse ambiente tão essencial. Dentre alguns problemas relatados nestes trabalhos e que permanecem na região estão a aplicação de defensivos agrícolas, o uso para dessedentação animal (bovina), cultivo de café próximo ao corpo hídrico, desmatamento, canalização e alteração do curso d'água (MOCHIZUKI, 2003; PINELI, 2011; PRAXEDES *et al.*, 2005).

Entre as nascentes observadas pouco foi detectado de lixo, esgoto, óleo ou espuma, mesmo em nascentes mais próximas a residências ou construções. O fato de existir pouco lixo pode ser pela conscientização dos proprietários frente ao problema, em decorrência dos trabalhos de educação ambiental e de coleta de lixo que já foram realizados na região (PRAXEDES *et al.*, 2010).

Porém, um dos fatores de maior impacto na sub-bacia continua sendo a ausência de mata ciliar preservada ao longo das margens do corpo hídrico. Embora exista uma faixa de vegetação ao redor das nascentes, a maioria delas encontra-se com algum grau de perturbação e não se enquadra na Lei nº 12.651 de 2012 que determina no Artigo 4º (§ 1, alínea "a") um raio de 30 m de vegetação nativa ao redor do corpo d'água que tenha menos de 10 metros de

largura (BRASIL, 2012). Também não se enquadram no § 4 que determina um raio de 50 metros para as áreas no entorno das nascentes e olhos d'água perenes (BRASIL, 2012). Outro fato observado é que alguns proprietários conservam somente uma das margens do corpo hídrico com vegetação mais densa, enquanto a outra margem permanece mais exposta, e isso vem a ser um problema, pois possibilita o acesso de animais (bovinos).

A falta de comprometimento dos proprietários rurais com a preservação da mata ciliar não é um problema exclusivo do Ribeirão da Onça, trabalhos também relatam esse problema em outros ambientes aquáticos nos estados de Minas Gerais, São Paulo e Paraná (FRANÇA-JUNIOR & VILLA, 2013; GOMES *et al.*, 2018; PIERONI *et al.*, 2019). A vegetação desempenha diversas funções no meio ambiente, protegendo tanto hidrografia quanto ecologia e interação das espécies. Ela aumenta a infiltração e armazenamento de água no solo, estabiliza características físicas e químicas da água, regulariza fluxo e fornece matéria orgânica, um importante recurso para organismos aquáticos como os macroinvertebrados. Também tem importância na redução de lixiviação do solo, controle de erosão e na retenção de produtos químicos nocivos provenientes de cultivos agrícolas (TABACCHI *et al.*, 2000; PERALTA *et al.*, 2020; GOMES, 2015).

No presente estudo foram observados processos erosivos mais evidentes na N01 e N04 em decorrência da ausência de vegetação bem preservada ao redor da nascente. Embora a N03 tenha a mata mais preservada e mais densa quando comparado às outras, também apresentou um pouco de erosão, possivelmente devido a mata ser mais extensa e mais densa em apenas uma das margens do corpo hídrico, enquanto na margem oposta a faixa de vegetação é mais reduzida e faz transição com área de pastagem. Acima da área de pastagem também é possível observar cultivos de café. A proximidade com cultivos agrícolas e pastagem, e a ausência de vegetação adequada pode provocar o transporte de sedimentos durante picos de chuva e levar ao aumento de lixiviação de compostos químicos para o corpo d'água provocando contaminação, alterar toda a comunidade biótica e causar doenças em animais e humanos, uma vez que não é possível eliminar esses compostos através de fervura, cloração ou filtragem da água (CALHEIROS *et al.*, 2009).

Em casos de contaminação por compostos químicos e outros impactos as comunidades biológicas são ótimas bioindicadoras. Segundo Magurran (1991) é comum existir uma diminuição de organismos sensíveis com o aumento de impactos na água. E Callisto, Moretti e Goulart (2001) acrescentam, que além da composição taxonômica, a abundância dos organismos associado aos índices BMWP' e ASPT evidenciam as suspeitas de que o ambiente possa estar perturbado.

Dentre os grupos coletados na sub-bacia do Ribeirão da Onça, os mais frequentes e abundantes foram, respectivamente, os Chironomidae, Ostracoda, Ceratopogonidae, Hirudinea e Oligochaeta, grupos bastante conhecidos por apresentarem uma alta resiliência a variações ambientais e a impactos antropogênicos (RUIZ *et al.*, 2013; SERRA *et al.*, 2017; SILVA, EVERTON & MELO, 2016). Por outro lado, grupos como Ephemeroptera e Trichoptera conhecidos por serem mais sensíveis a alterações ambientais, e por isso, indicadores de boa qualidade de água, foram encontrados em menor abundância e riqueza na sub-bacia.

Em relação aos índices, para o Ribeirão da Onça foi observado o BMWP' máximo de 54 (para a N04) e o ASPT de 4,88 (para a N09), e amostrados o total de 21 táxons. Valores bastante inferiores ao ideal, tal como BMWP' maior que 150 e ASPT maior que 6. Inferior também quando comparado a outros estudos como o de Saulino, Corbi e Caraccioli (2011), que ao avaliar uma nascente com mata preservada no estado de São Paulo, encontraram um total de 35 famílias e um BMWP' de 104, mesmo com a família Chironomidae predominando no quesito abundância. O período chuvoso para estes autores foi o de maior diversidade, apresentando mais famílias para os EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). Do mesmo modo, Callisto, Moretti & Goulart (2001) também encontraram em Parques Municipais de Belo Horizonte/MG, maior abundância de organismos na estação chuvosa e explicaram que isso ocorre devido ao aumento na vazão e carreamento de material alóctone para o leito, que proporciona um maior número de habitats disponíveis, o que favorece o aumento de organismos que colonizam o sedimento.

As coletas para o presente estudo também foram realizadas na estação chuvosa, portanto, era esperado uma maior diversidade principalmente para N03 que é a nascente com mais vegetação disponível e que seria capaz de oferecer recurso e habitat para diversos organismos. Entretanto, os resultados indicam o oposto, uma vez que N03 foi um dos pontos com menor riqueza (6 táxons) e pontuação nos índices (BMWP' = 17; ASPT = 2,83), assim como N05 (4 táxons; BMWP'= 13, ASPT = 3,25), que é uma das nascentes com maior grau de degradação devido à ausência de vegetação, a proximidade com estrada e a ausência de cercas de proteção. Para o resultado encontrado na N03, seriam necessários estudos mais específicos e em longo prazo a fim de desvendar quais os fatores naturais ou antrópicos são responsáveis por essa diversidade reduzida.

Para a N04 e N09, possivelmente o que favoreceu os índices mais elevados foi a baixa velocidade da água no local, que é vantajosa para a deposição de sedimento e de folhas, gerando heterogeneidade de habitat e aumentando a riqueza de organismos (SOUZA,

FERREIRA & MORAES, 2020). Estudos com macroinvertebrados em diferentes substratos encontraram uma maior riqueza e abundância de organismos no substrato folhiço e em ambientes de poça (SOUZA, FERREIRA & MORAES, 2020). Para Kikuchi e Uieda (2005) o substrato vegetal é vantajoso para a fauna, porque quando comparado ao substrato arenoso, o folhiço apresenta maior estabilidade. Dessa maneira, ele serve como suporte e abrigo, além de ser um recurso alimentar importante e funcionar como sistema coletor de partículas orgânicas finas, sendo um habitat ideal para detritívoros e também para fragmentadores.

Para a N02, que apresentou ASPT igual a N04 (ASPT = 4,50) e BMWP' de 45, a heterogeneidade pôde ser verificada através de alterações no fluxo da água formada por uma área de corredeira, seguida por uma área de poça. A diferença de velocidade da água é uma das características ambientais associadas à diversidade de invertebrados aquáticos porque determina o tamanho das partículas de substrato e altera a distribuição do alimento. Dessa forma, o fluxo de água influencia diretamente na disponibilidade de recursos e na formação de microhabitats, abrigando fauna completamente distinta (ALLAN, 1995).

Conforme dito anteriormente, N05 apresentou a menor riqueza e o menor valor de BMWP', resultado atribuído à alta degradação do habitat. A diversidade de recurso alimentar para esta nascente era extremamente baixa, com apenas uma árvore como principal fonte de alimento e sombra. O restante da vegetação era formada por gramíneas e poucas herbáceas. A área também possui acesso facilitado, assim como N10, sendo os únicos pontos amostrados em que as nascentes estão às margens de estrada e sem cerca de proteção.

Embora as maiorias das nascentes amostradas do Ribeirão da Onça estejam cercadas, são poucas as que essa proteção está sendo de fato efetiva. Com exceção das nascentes N08 e N04 que são de difícil acesso, nos outros pontos a cerca existe, porém ela está tão próxima do corpo hídrico que ainda assim os animais têm acesso muito facilmente. O acesso a essas áreas vem a ser um problema devido ao pisoteamento dos animais que pode ocasionar a compactação do solo. O solo quando compactado perde a capacidade de infiltração e fica mais sujeito à erosão, podendo provocar o soterramento e a seca das nascentes (CALHEIROS *et al.*, 2009). Para o Ribeirão da Onça, foi possível observar que a nascente com maior riqueza de espécies era também a que possuía um difícil acesso, a N04, confirmando quanto o livre acesso pode impactar a área.

A partir do presente estudo, reafirmamos a importância de associar diferentes metodologias ao realizar um diagnóstico ambiental. Embora a avaliação macroscópica seja útil, didática e obtenha resultados eficientes, não podemos esquecer que as comunidades bióticas também são excelentes indicadoras das condições físicas e químicas da água. Com

base nos resultados e nos índices apresentados, alertamos para a necessidade de que a população local, os proprietários rurais e os gestores aumentem os esforços no sentido de melhorar as condições de preservação da região, de forma a garantir este recurso indispensável para a vida que é a água.

Agradecimentos. Agradeço à CAPES pela concessão da bolsa. Ao José Miguel pela confecção do mapa e localização das nascentes. E à equipe do SAAE de Elói Mendes, Minas Gerais pelo apoio prestado durante as coletas.

REFERÊNCIAS

- ALBA-TERCEDOR, J. **Macroinvertebrados acuaticos y calidad de las aguas de los rios**. Almeria: Anais do IV Simpósio Del Agua em Andalucia (SIAGA), v.2, p. 203-213, 1996.
- ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. **Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978)**. Limnética, v. 4, p. 51-56, 1988.
- ALLAN, J. D. **Stream Ecology**. USA: Kluger Academic Press. 1995.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. **Köppen's climate classification map for Brazil**. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p.711-728, 2013.
- BAPTISTA, D. F. **Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos**. Oecologia brasiliensis, v. 12, n. 3, p. 425-441, 2008.
- BRASIL. Resolução CONAMA N° 001, de 23 de janeiro de 1986. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 17 de fev. 1986. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html> >. Acesso em: 02 jan. 2020.
- BRASIL. Lei n° 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui as áreas de preservação permanente. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 25 de mai. 2012. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm >. Acesso em: 02 jan. 2020.
- CALHEIROS, R. O.; TABAI, F. C. V.; BOSQUILIA, S. V.; CALAMARI, M. **Cadernos da Mata Ciliar: preservação e recuperação das nascentes, de água e vida**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, n. 1, 35 p., 2009.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CANTONATI, M. FÜREDER, L.; GERECKE, R.; JÜTTNER, I.; COX, E. J. **Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: toward an understanding of their ecology**. Freshwater Science, v. 31, n.2, p. 463-480, 2012. DOI: 10.1899/11-111.1

COTA, L.; GOULART, M.; MORENO, P.; CALLISTO, M. **Rapid assessment of river water quality using an adapted BMWP index: a practical tool to evaluate ecosystem health**. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, n. 28, p. 1-4, 2002.

CPRM. Serviço geológico do Brasil. Disponível em: < <http://www.cprm.gov.br/>>. Acesso em: 22 jan. 2019.

FELIPPE, M. F.; MAGALHAES-JUNIOR, A. P. **Impactos ambientais macroscópicos e qualidade das águas em nascentes de parques municipais em Belo Horizonte - MG**. Geografias: Artigos científicos, v. 08, n.2, p. 08-23, 2012.

FRANÇA-JUNIOR, P.; VILLA, M. E. C. D. **Análise macroscópica nas cabeceiras de drenagem da área urbana Umuarama, região noroeste – Paraná/Brasil**. Geografia Ensino & Pesquisa, v. 17, n. 1, 2013. DOI: 10.5902/22364994/8743

GEOBANK. Sistema de informações geológicas da CPRM – Serviços geológicos do Brasil. Disponível em: < <http://geosgb.cprm.gov.br/>>. Acesso em: 22 jan. 2019.

GOMES, E. R. **Diagnóstico e avaliação ambiental das nascentes da Serra dos Matões, município de Pedro II, Piauí**. 2015, 206 p. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2015.

GOMES, P. M.; MELO, C. de; VALE, V. S. do. **Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia-MG: análise macroscópica**. Sociedade & Natureza, v.17, n. 32, p. 103-120, 2005.

GOMES, E. C. F.; JESUS, E. N. de; OLIVEIRA, N. N. de; JÚNIOR, L. G.; CABRAL, F. G. S.; RESENDE, M. S. R. **A nova legislação ambiental brasileira e seus efeitos sobre a reestruturação de nascentes e remanescentes florestais**. Pesquisa Florestal Brasileira: Colombo, v. 38, p. 1-10, 2018. DOI: 10.4336/2018.pfb.38e201601309

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 724 p., 2014.

IGAM. **Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos do Rio Sapucaí - GD5**. 2016 Disponível em: <http://comites.igam.mg.gov.br/images/mapas/Mapas_PDF/Localizacao_GD5_A3.pdf>. Acesso em: 02 jan. 2020.

JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. **Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados**. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 12, n. 1., p. 73-87, 2000.

JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. **Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil)**. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 10, n. 2, p. 125-135, 1998.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. **Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil**. *Entomologia y Vectores*, v. 12, n.2, p. 193-231, 2005.

LEAL, M. S.; TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; MINGOTI, R. **Caracterização hidroambiental de nascentes**. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v.12, n. 1, p. 146-155, 2017. DOI: 10.4136/1980-993X

LEOPOLD, L. B. **Hydrology for urban land planning: A guidebook on the hydrologic effects of urban land use**. United States Department of the Interior Geological survey. 1968. Disponível em:<<http://pubs.er.usgs.gov/publication/cir554>>. Acesso em: 02 jan. 2020.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: ESALQ/USP. 2. ed., p. 246, 2008.

LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; FILHO, J. L. A.; LOURENÇO, R. W. **Gestão de Bacias Hidrográficas na perspectiva espacial e socioambiental**. *Economía, Sociedad y Territorio*, v.19, n.62, p.631-653, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.22136/est20201353>

MACEDO, M. N.; COE, M. T.; DEFRIES, R.; URIARTE, M.; BRANDO, P. M.; NEILL, C.; WALKER, W. S. **Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia**. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, v. 368, n. 1619, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0153>.

MAGURRAN, A. **Ecological Diversity and Its Measurement**. Princeton University Press: Princeton, p. 178, 1991.

MOCHIZUKI, E. T. **Caracterização da Qualidade da Água na sub-bacia do Ribeirão da Onça no município de Elói Mendes, MG**. Núcleo de inovação tecnológica. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 36 p., 2003.

PERALTA, E. M. et al. **Nutrient loadings and deforestation decrease benthic macroinvertebrate diversity in an urbanized tropical stream system**. *Limnologica*, v. 80, p. 1-14, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.125744>

PIERONI, J. P.; RODRIGUES-BRANCO, K. G.; VALLE-DIAS, G. R. do; FERREIRA, G. C. **Avaliação do estado de conservação de nascentes em microbacias hidrográficas**. *Revista Geociências: UNESP*, v. 38, n.1, p. 185-193, 2019.

PINELI, A. A. P. **Levantamento Florístico e Estrutura Horizontal da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça, MG**. 2011. 52 p. Dissertação (Ciência Animal) – Universidade José do Rosário Vellano, Alfenas, 52 p., 2011.

PINELI, A. A. P.; NETTO, M. F. R.; OLIVEIRA, A. S.; NETO, F. R. C.; CAMPOS, J. C. **Desmatamento na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça, sul de Minas Gerais**.

Enciclopédia da Biosfera, Centro Científico Conhecer, v. 6, n. 9, p. 1–9, 2010.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; DEL PRETTE, M. E. A utilização do conceito de Bacia Hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de Bacia Hidrográficas: teorias e aplicações**. EDITUS: editora da UESC. p. 17-36, 2002.

PRAXEDES, A. F. M.; PEREIRA, F. S.; BOUÇAS, F. M.; LEITE, P. S. M.; RESENDE, T.; PAULA, W. J. de. **Nascentes do Ribeirão da Onça: Conhecer para proteger**. Centro Universitário do Sul de Minas, Unis, 27 p., 2005.

PRAXEDES, A. F. M.; PINELI, A. A. P.; NETO, F. R. C.; LANDGRAF, P. R. C. **Coleta de lixo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça, Minas Gerais**. Goiânia: Enciclopédia Biosfera, Centro científico conhecer, v. 6, n. 9, p. 1-10, 2010.

RAMOS, H. F.; SANTOS, D. C. R. M. O índice de impacto ambiental de nascentes (IIAN) e o grau de preservação das nascentes em propriedades rurais de Barra Mansa. In: **III Simpósio de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul**, 2018. Juiz de Fora. Anais de congresso do III simpósio de recursos hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Juiz de Fora: UFJF, p. 9, 2018. Disponível em:< <http://www.ufjf.br/srhps/trabalhos/anais/>>. Acesso em: 02 jan. 2020.

RUIZ, F.; ABAD, M.; BODERGAT, A. M.; CARBONEL, P.; RODRÍGUEZ-LÁZARO, J.; GONZÁLEZ-REGALADO, M. L.; TOSCANO, A.; GARCÍA, E. X.; PRENDA, J. **Freshwater ostracods as environmental tracers**. International Journal of Environmental Science and Technology, v. 10, p. 1115-1128, 2013.

SAULINO, H. H. L.; CORBI, J. J.; CARACCIOLI, L. C. **Avaliação da qualidade da água da nascente do Ribeirão Anhumas (Araraquara- SP) através do estudo dos macroinvertebrados aquáticos**. Revista Uniara, v. 14, n. 1, 2011.

SERRA, S. R. Q.; GRAÇA, M. A. S.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. **Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance**. Environmental Monitoring and Assessment, v. 189, n. 326, p. 1-16, 2017. DOI: DOI 10.1007/s10661-017-6027-y

SILVA, K. W. S.; EVERTON, N. S.; MELO, M. A. D. **Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil**. Revista Pan-Amazônica de Saúde, v.7, n.3, p.13-22, 2016. DOI: 10.5123/S2176-62232016000300002

SOUZA, J. L. C.; FERREIRA, V. M. B.; MORAES, M. **Levantamento de insetos aquáticos em um trecho do rio Tijuca, Floresta da Tijuca – Rio de Janeiro, Brasil**. Research, Society and Development, v. 9, n.1, p. 1-12, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i1.1847>

SOUZA-FILHO, P. W. M.; SOUZA, E. B. de; JÚNIOR, R. O. S.; NASCIMENTO Jr., W. R.; MENDONÇA, B. R. V. de; GUIMARÃES, J. T. F.; DALL'AGNOL, R.; SIQUEIRA, J. O. **Four decades of land-cover, land-use and hydroclimatology changes in the Itacaiúnas**

River watershed, southeastern Amazon. Journal of Environmental Management, v. 167, p. 175-184, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.039>

SPITALE, D.; LEIRA, M.; ANGELI, N.; CANTONATI, M. **Environmental classification of springs of the Italian Alps and its consistency across multiple taxonomic groups.** Freshwater Science, v. 31, n. 2, p. 563-574, 2012. DOI: 10.1899/10-038.1

TABACCHI, E.; LAMBS, L.; GUILLOY, H.; PLANTY-TABACCHI, A. N.; MULLER, E.; DÉCAMPS, H. **Impacts of riparian vegetation on hydrological processes.** Hydrological Processes, v.14, p. 2959-2976, 2000.

TOPODATA. Banco de dados geomorfológicos do Brasil. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>. Acesso em: 22 jan. 2019.

2º ARTIGO**DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DE ZOOPLÂNCTON E
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E A SUA RELAÇÃO COM O
HABITAT FÍSICO EM NASCENTES DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO
RIBEIRÃO DA ONÇA**

Artigo redigido conforme a norma para publicação periódica científica NBR 6022 (ABNT, 2003a).

RESUMO

Nascentes são áreas de ecótonos que possibilitam a colonização de diferentes tipos de organismos e abrigam uma grande diversidade de espécies, sendo comumente chamados de *hotspots* da biodiversidade. Embora de grande importância ambiental, os estudos de fauna para esses ecossistemas ainda são escassos para macroinvertebrados, e principalmente para o zooplâncton. Para maior compreensão das águas continentais brasileiras e ecologia das espécies, o conhecimento das variáveis ambientais preditoras dos organismos também se faz necessário, principalmente em ambientes ameaçados. Portanto, este trabalho teve como objetivo realizar um levantamento do zooplâncton e macroinvertebrados bentônico em 10 nascentes da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça, e verificar quais os fatores espaciais e ambientais exercem influência sobre a composição dos organismos nesses ambientes. A coleta de dados foi realizada durante a estação chuvosa, em Janeiro e Fevereiro de 2019. Para a caracterização ambiental foram mensurados os parâmetros físicos-químicos da água, a cobertura de dossel, largura molhada e profundidade. Registros sobre o tipo de vegetação, atividades no entorno da água e tipos de sedimento foram realizados conforme o Protocolo de Avaliação Física e de Diversidade de Habitats adaptado para ecossistemas semi-lênticos e lênticos. O zooplâncton foi capturado na coluna d'água por meio de arrastos com rede de plâncton (malha 105 μ m) durante 3 minutos. A identificação ocorreu até o nível taxonômico de ordem para Copepoda e de família para Cladocera e Ostracoda. Os macroinvertebrados bentônicos foram amostrados durante 6 minutos com o auxílio de uma rede do tipo Surber (30x30cm; malha 250 μ m) e identificados, quando possível, até o nível de família. Foram amostrados na sub-bacia 4.197 indivíduos pertencentes a 7 classes. Os taxa mais abundantes e de maior distribuição ao longo da sub-bacia foram Diptera/Chironomidae, Copepoda/Cyclopoida e Ostracoda/Candonidae. Os resultados revelam que a nascente mais diversa também foi a ambientalmente mais heterogênea. E demonstram que a composição das comunidades de zoobentos é determinada principalmente por características ambientais, mas que para o zooplâncton as variáveis espaciais também são importantes. Assim, esforços de conservação devem incluir um maior número de nascentes e priorizar ambientes heterogêneos capazes de abrigar maior número de espécies e atuar como fonte de dispersão.

Palavras-chave: Heterogeneidade ambiental. Índices de diversidade. Cabeceiras.

ABSTRACT

Springs are areas of ecotones that allow the colonization of different types of organisms and are home to a great diversity of species, being commonly called biodiversity hotspots. Although it's of great intrinsic environmental importance, fauna studies for these ecosystems are still scarce for benthic macroinvertebrates, but mainly for zooplankton. The knowledge of the environmental variables that predict organisms and how they relate to each other is important for understanding the Brazilian continental waters and species ecology, especially in threatened environments. Therefore, the aim of this study was a survey of zooplankton and benthonic macroinvertebrates in 10 springs in the Ribeirão da Onça hydrographic sub-basin, and to verify which spatial and environmental factors influence the composition of organisms in these environments. Data collection occurred during the rainy season, in January and February 2019. For the environmental characterization, the physical-chemical parameters, the canopy cover, wet width and depth were measured. Records on the type of vegetation, activities around the water and types of sediment were assessed according to the Protocol for Physical Assessment and Diversity of Habitats adapted to semi-lentic and lentic ecosystems. Zooplankton was captured in the water column by dragging with plankton net (105 μ m mesh) for 3 minutes. The identification occurred up to the order of taxonomic level for Copepoda and family for Cladocera and Ostracoda. The benthic macroinvertebrates were sampled for six minutes with the aid of a Surber net (30x30cm; 250 μ m mesh) and identified, when possible, down to the family level. A total of 4,197 individuals belonging to 7 classes were sampled in the sub-basin. The most abundant and most widely distributed taxa throughout the sub-basin were Diptera/Chironomidae, Copepoda/Cyclopoida and Ostracoda/Candonidae. The results reveal that the most diverse spring was also the most environmentally heterogeneous. And they demonstrate that the composition of the zoobenthic communities is mainly determined by environmental characteristics, but for zooplankton the spatial variables are also important. Thus, conservation efforts must include a larger number of springs and prioritize heterogeneous environments capable of housing a greater number of species and act as a source of dispersion.

Keywords: Heterogeneity. Diversity indices. Headwater.

1 INTRODUÇÃO

Nascentes são ecótonos que ligam os ecossistemas aquáticos, subterrâneo e superficial ao ecossistema terrestre. Essa interação entre diferentes ambientes possibilita em pequena escala a formação de variados microhabitats e permite a colonização de diferentes tipos de organismos, contribuindo assim, para o aumento da biodiversidade local (CANTONATI *et al.* 2012). São áreas que atuam também como sítios de especiação e como área de refúgio para a fauna aquática por possuírem níveis mais baixos de competição, cadeias alimentares mais curtas e menos predadores. Por essas razões, as nascentes são comumente chamadas de *hotspots* da biodiversidade (CANTONATI *et al.* 2012; ROSATI *et al.*, 2014), por serem ambientes biologicamente ricos e ao mesmo tempo profundamente ameaçados (MYERS *et al.*, 2000).

Quando comparado a outros ambientes aquáticos, as nascentes apresentam uma maior estabilidade de variáveis físicas e químicas, embora esses valores variem entre tipos diferentes de nascentes (ROSATI *et al.*, 2014). Para os macroinvertebrados algumas características como a qualidade e variedade do sedimento e tipos de fluxo exercem grande influência sobre o tipo de biota associada ao ambiente (CANTONATI & ORTLER, 1998; SPITALE *et al.*, 2012). Para o zooplâncton é conhecido que parâmetros como temperatura, pH, turbidez e concentração de oxigênio possam atuar na composição e diversidade presente, na distribuição vertical e horizontal desses organismos na coluna d'água e influenciar a ciclomorfose (ESTEVES, 1998; KIRK & GILBERT, 1990).

A partir do conhecimento das variáveis abióticas que influenciam as comunidades bióticas como os zoobentos, e de como essas comunidades se estruturam e se relacionam, é possível obter um conhecimento mais amplo das águas continentais brasileiras e até mesmo caracterizar um ambiente (CANTONATI *et al.*, 2012). Entretanto, a maioria dos estudos ecológicos em ambientes aquáticos é baseada em apenas um grupo específico de organismo (RABENI, DOISY & GALAT, 2002) e com menos frequência utilizam de dois ou mais grupos (CANTONATI *et al.*, 2012; VIRTANEN *et al.*, 2009).

A análise de zoobentos pode fornecer informações diferenciadas para o conhecimento das nascentes tanto em escala regional quanto global (CANTONATI *et al.*, 2012). Nas últimas décadas tem crescido o interesse de estudos com organismos planctônicos, em decorrência não só da preservação ambiental, mas também da demanda por inovações ecológicas que promovam o desenvolvimento sustentável dos inúmeros ecossistemas

aquáticos existentes no país que têm sido fortemente impactados (BICUDO & BICUDO, 2004; XIONG *et al.*, 2019).

Embora sejam bastante comuns em todos os tipos de ambiente, no Brasil, a maioria dos estudos com zooplâncton são em ambientes lênticos como reservatórios de hidrelétricas, açudes, poças, lagos e lagoas (ESTEVES, 1998; SILVA & PERBICHE-NEVES, 2017), e poucas pesquisas são realizadas em ambientes lóticos como as nascentes (COSTA, 2018; PADOVESI-FONSECA, SARAIVA & FERNANDES, 2016). Diferentemente, para o grupo dos macroinvertebrados bentônicos mais estudos já foram realizados em nascentes brasileiras (BUCKUP *et al.*, 2007; BUENO, BOND-BUCKUP & FERREIRA, 2003; MENEZES, 2017; PEGO, SANTOS & SANTOS, 2017; SANTOS & MELO, 2017; SAULINO, CORBI & CARACCIOLI, 2011; SERRANO, SEVERI & TOLEDO, 1998; ZARDO *et al.*, 2013), entretanto, a extensa maioria também é para reservatórios e rios.

Devido a lacuna existente para estudos em nascentes na região, principalmente, para a composição taxonômica de zooplâncton e sua relação com os fatores ambientais, este trabalho objetivou realizar um levantamento da fauna aquática encontrados em nascentes da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça. E verificar quais os fatores espaciais ou ambientais que exercem influência sobre a composição desses organismos, de modo a contribuir para um maior conhecimento sobre a ecologia das espécies nesses ecossistemas.

Levantamentos de fauna que também avaliem a relação estabelecida entre as espécies eo meio abiótico são importantes para a formulação de políticas de preservação, especialmente em regiões que se encontram ameaçadas como a sub-bacia aqui estudada (BOUÇAS & BUENO, in prep - Artigo 1).

2 MATERIAL E MÉTODOS

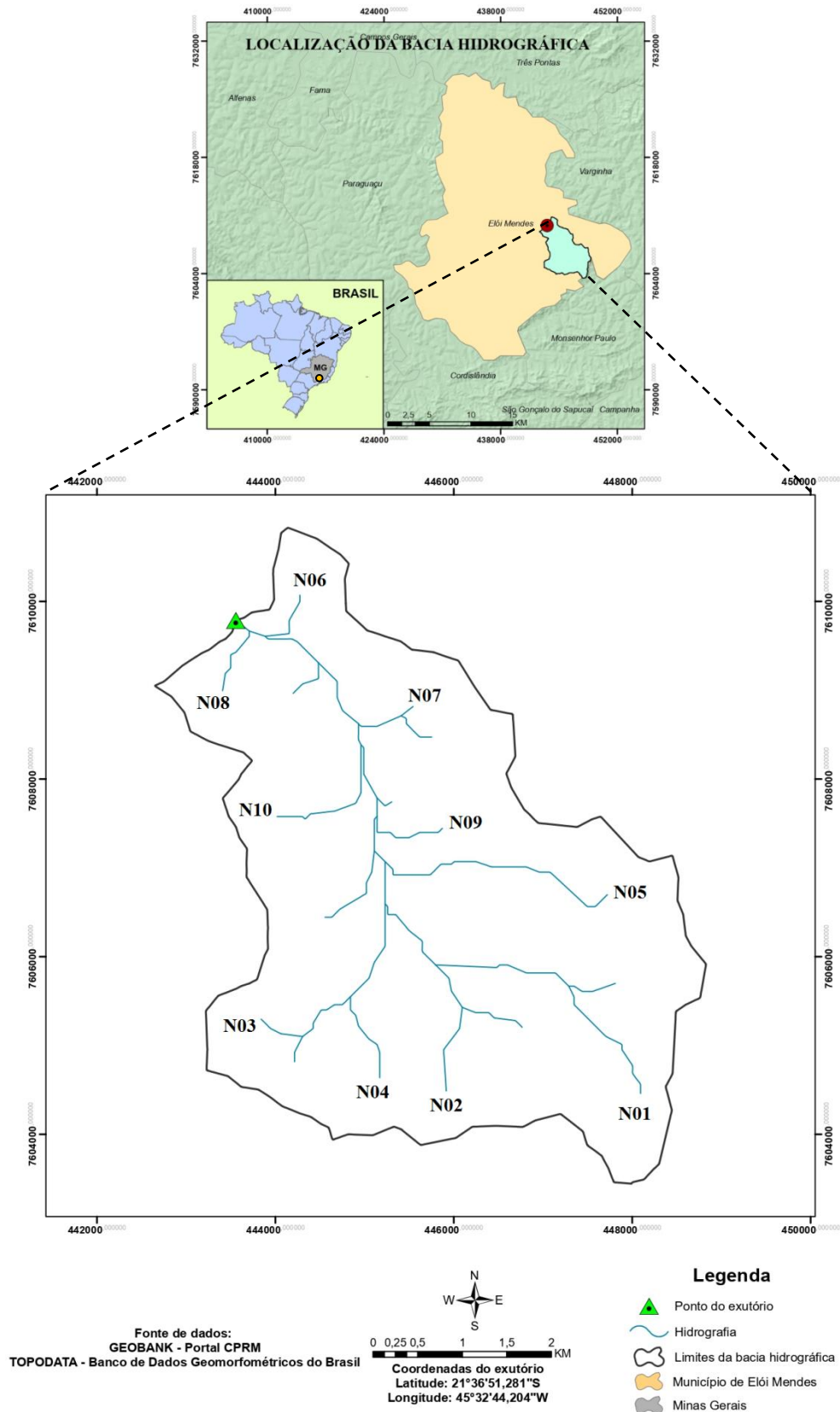
2.1 Área de estudo e coleta de dados

A Sub-bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça (20°43'57.37"S 46°02'38.59"W) está localizada no município de Elói Mendes, região sul do Estado de Minas Gerais (Figura 1), e é pertencente à Bacia do Rio Grande na Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos - GD5 (IGAM, 2016).

A região se encontra entre os domínios da Mata Atlântica e do Cerrado, a cerca de 890 m de altitude, com uma precipitação e temperatura média anual de 1.592,7 mm e 19,6 °C, respectivamente (PINELI, 2011). O clima segundo a classificação de Köppen é subtropical úmido de inverno seco e o verão quente e chuvoso (Cwa) (ALVARES *et al.*, 2013).

A coleta de dados foi realizada durante estação chuvosa, entre os meses de Janeiro e Fevereiro de 2019 em dez nascentes (Figura 2), cujas coordenadas estão descritas na tabela 1. A identificação dos pontos foi realizada a partir de registros de satélite pelo TOPODATA e GEOBANK – portal CPRM.

Figura 1 – Localização geográfica da Sub-bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça em Elói Mendes, MG e das dez nascentes amostradas ao longo da Sub-bacia. Considerando N = nascentes.



Fonte: Adaptado de José Miguel Vilela de Figueiredo (2019).

Tabela 1 - Coordenadas geográficas das dez nascentes amostradas na Sub-bacia do Ribeirão da Onça em Elói Mendes, MG.

PONTOS	LATITUDE	LONGITUDE
N01	21°39'32.72"S	45°30'20.71"W
N02	21°39'42.77"S	45°31'21.11"W
N03	21°39'16.89"S	45°32'29.59"W
N04	21°39'39.21"S	45°31'47.40"W
N05	21°38'31.22"S	45°30'8.13"W
N06	21°36'37.92"S	45°32'17.94"W
N07	21°37'19.26"S	45°31'22.78"W
N08	21°37'16.23"S	45°32'48.78"W
N09	21°38'8.82"S	45°31'30.12"W
N10	21°37'59.91"S	45°32'5.75"W

Fonte: Do autor (2020).

Figura 2 – As dez nascentes (N) onde foram realizadas as observações e as coletas de material biológico.



Fonte: Do autor (2020).

2.2 Levantamento da biota aquática

O zooplâncton foi capturado na coluna d'água por meio de três arrastos de um minuto com o auxílio de uma rede de plâncton com malha de 105µm. A coleta em cada ponto de amostragem durou, portanto, um total de 3 minutos. O material coletado foi fixado em formol com concentração 4%. Em laboratório, as amostras foram triadas e os organismos identificados com auxílio de microscópio estereoscópio da marca Zeiss. A identificação ocorreu até o nível taxonômico de ordem para os Copepoda e de família para os Cladocera e Ostracoda, segundo as bibliografias de El Moor-Loureiro (1997), Reid (1985) e Horne, Meisch e Martens (2019).

A coleta do zooplâncton foi realizada anteriormente a dos macroinvertebrados para que o revolvimento do sedimento não interferisse na sua captura. Os macroinvertebrados bentônicos foram amostrados com o auxílio de uma rede do tipo Surber (30x30 cm; malha 250µm), remexendo o substrato de fundo na margem esquerda, no centro e na margem direita da nascente, de forma a abranger diferentes tipos de habitats. Como a coleta foi padronizada em dois minutos para cada margem, foi realizado um total de 6 minutos em cada nascente. A amostragem iniciava em um ponto a jusante e seguia em direção a montante.

Todo o conteúdo amostrado foi armazenado em sacos plásticos devidamente identificados e levados ao Laboratório de Carcinologia da Universidade Federal de Lavras para identificação, onde foram lavados em água corrente com auxílio de quatro peneiras de malhas 1,68; 1,00; 0,177 e 0,062 mm. O material retido nas peneiras foi colocado em potes de polietileno contendo álcool 70% para conservação e fixação, e posteriormente, foi realizada a triagem e identificação dos organismos com o auxílio de microscópio estereoscópio (Zeiss), sempre que possível até o nível taxonômico de família, segundo bibliografia da Hamada, Nessimian e Querino (2014).

2.3 Caracterização ambiental

Para avaliar possíveis características ambientais que exercem influência na composição das comunidades presentes em cada uma das nascentes, foram realizadas medições *in situ* de variáveis limnológicas como temperatura (°C) e pH com medidor Hanna HI 8424, o oxigênio dissolvido (mg/L) com o oxímetro Lutron DO-5519 e a condutividade (µS/cm) com condutivímetro Alfakit AT-215. Com auxílio de uma trena foi obtido o valor da largura molhada. A profundidade média foi calculada a partir dos valores de profundidade na margem esquerda, no centro e na margem direita das nascentes. A cobertura de dossel (%) foi

medida através do aplicativo para android CanopyApp 1.0.4 produzido pela University of New Hampshire (UNIVERSITY NEW HAMPSHIRE, 2020).

Os registros sobre o tipo de vegetação, a caracterização de atividades no entorno da água e os tipos de sedimento das nascentes foram obtidos conforme o Protocolo de Avaliação Física e de Diversidade de Habitats proposto por Baker, Peck e Sutton (1997) e USEPA (2007), adaptado para ecossistemas semi-lênticos e lênticos (UFMG, 2020).

Para posterior análise, as variáveis ambientais preditoras foram categorizadas em: vegetação (lenhosas, herbáceas, vegetação alagada e sem vegetação); entorno (pastagem, plantação, trilha e construções); corpo d'água (profundidade média, abrigo, sedimento fino e matéria orgânica) e físicas-químicas (temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido).

2.4 Análises estatísticas

Inicialmente, a normalidade dos dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$). Foram calculadas a riqueza, abundância, diversidade, dominância e equitatividade das comunidades de zooplâncton e macroinvertebrados pelo programa estatístico R 3.5.0, com o uso do pacote Vegan versão 2.5-4 (OKSANEN *et al.*, 2019). A riqueza foi utilizada como medida de diversidade alfa e foi obtida a partir da contagem do número de taxa presentes, e a abundância através da contagem do número de indivíduos. A diversidade alfa foi calculada pelo índice de Shannon (H'), dominância pelo Índice de Simpson (D') e a equitatividade pelo índice de Pielou (J') (MAGURRAN, 1989; ODUM, 1988).

Diferenças quanto à riqueza e abundância entre as nascentes amostradas foram comparadas através do teste ANOVA *one-way* seguido pelo teste de Mann-Whitney utilizando o programa Past versão 3, de 2013. Para esta análise foi considerado o nível de significância de 0,05. Diferenças entre os pontos amostrados quanto às variáveis abióticas também foram comparadas através do teste ANOVA *one-way*, porém seguido pelo teste de Tukey. Foi utilizado o programa Past versão 3, e considerado o nível de significância de 0,05.

Para avaliar a similaridade de espécies entre os pontos amostrados e verificar quais os parâmetros espaciais (latitude, longitude) e ambientais (variáveis físicas-químicas, vegetação, entorno e corpo d'água) exercem influência sobre os grupos taxonômicos encontrados foi realizado o distLM (Modelos lineares baseados em distância) e a similaridade de Jaccard. Ambas as análises foram baseadas em matriz de presença e ausência da fauna e realizadas pelo programa Primer 6 versão 6.1.13 e PERMANOVA (Análise multivariada permutacional de variância) versão 1.0.3. A matriz de Jaccard é uma análise que expressa a proporção de

Tabela 2 - Taxa amostrados no Ribeirão da Onça, município de Elói Mendes, Minas Gerais, e suas respectivas abundâncias em cada uma das dez nascentes amostradas. Considerando N = nascentes. (Conclusão)

TAXA	N01	N02	N03	N04	N05	N06	N07	N08	N09	N10
Ordem Diptera										
Ceratopogonidae	14	10	1	87	0	19	2	1	3	8
Chaoboridae	7	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	244	72	97	513	17	195	78	3	292	77
Simuliidae	0	0	0	0	6	0	0	0	0	1
Stratiomyidae	5	0	0	5	0	0	1	3	0	1
Empididae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe Ostracoda										
Ordem Podocopida										
Ostracoda sp.	0	0	0	0	47	0	0	0	0	0
Darwinulidae	1	23	2	7	0	40	3	24	0	89
Cyprididae	50	5	58	0	0	0	44	17	0	8
Candonidae	0	0	0	0	0	235	0	32	27	0
Classe Branchiopoda										
Ordem Cladocera										
Chydoridae	0	6	1	37	0	3	0	0	14	11
Ilyocryptidae	0	0	5	3	0	9	0	0	3	0
Classe Maxillopoda										
Ordem Cyclopoida	108	16	90	190	154	258	33	8	41	30
Ordem Harpacticoida	11	13	9	21	20	32	4	0	41	8
Nauplios	30	0	15	125	0	115	8	0	4	1
Classe Malacostraca										
Ordem Amphipoda										
Hyaellidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Classe Collembola										
Ordem Poduromorpha	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Entomobryomorpha	1	0	0	0	0	0	0	3	0	1
Classe Clitellata										
Subclasse Oligochaeta	26	0	4	9	0	2	7	1	0	5
Subclasse Hirudinea	80	1	6	6	1	0	5	0	7	1

Fonte: Do autor (2020)

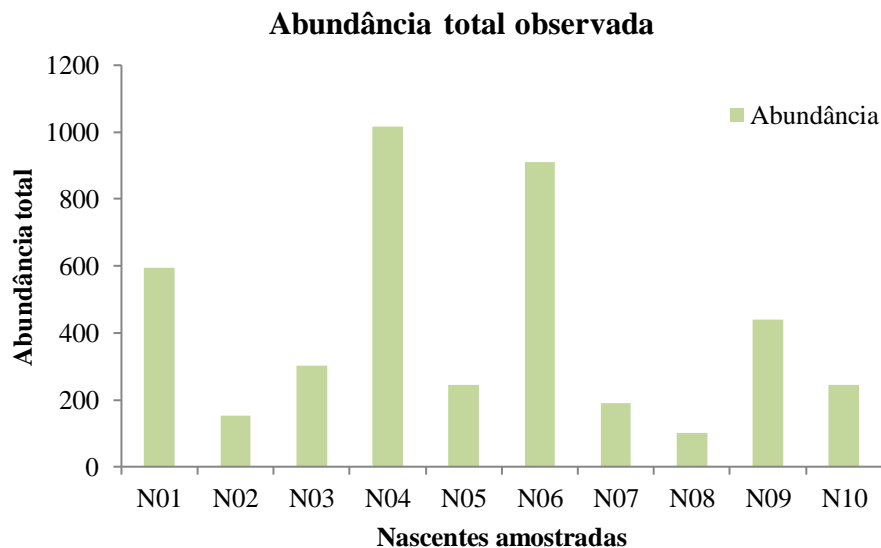
Por toda a sub-bacia a Classe Insecta foi o taxa mais representativo. A Ordem Diptera correspondeu a um total de 42,31% de todos os grupos amostrados, sendo a família Chironomidae a mais abundante com 1588 indivíduos (37,83%). Em seguida, o grupo dos crustáceos com a Classe Maxillopoda correspondendo a 32,90% de todos os grupos amostrados,

com a ordem Cyclopoida a mais abundante, com 928 indivíduos (22,11%). E a Classe Ostracoda que representou 16,97% dos taxa amostrados, com a família Candonidae sendo a mais abundante, com 294 indivíduos (7%).

Em relação a abundância de indivíduos por ponto de coleta, foi obtido uma média de 419,7 indivíduos amostrados em toda a sub-bacia, os maiores valores encontrados foram na N04 (1016 indivíduos), N06 (911 indivíduos) e N01 (595 indivíduos) (Figura 3) e o menor valor registrado na N08 (100 indivíduos). Entretanto, só foi observado diferença significativa pela ANOVA *one-way* e Mann-Whitney entre a N05 com a N01 ($p=0,009$), N04 ($p=0,009$) e N10 ($p=0,04$).

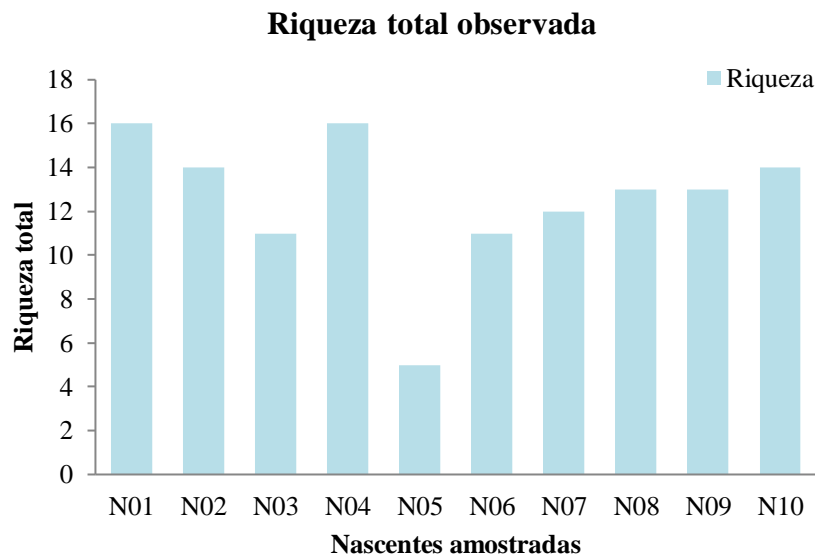
Para a riqueza, a sub-bacia apresentou uma média de 12,5 taxa. O maior valor registrado foi de 16 taxa para as nascentes N01 e N04, e o menor valor, de apenas 5 taxa, para N05 (Figura 4). A riqueza da N05 diferiu significativamente da N01 ($p = 0,001$), N02 ($p = 0,02$), N04 ($p = 0,001$), N06 ($p = 0,03$), N08 ($p = 0,04$), N09 ($p = 0,02$) e N10 ($p = 0,01$). Também foi observada diferença da N08 com a N01 ($p = 0,03$) e N04 ($p = 0,04$).

Figura 3 - Abundância total observada para cada uma das dez nascentes amostradas no Ribeirão da Onça em Elói Mendes, Minas Gerais.



Fonte: Do autor (2020).

Figura 4 - Riqueza total observada para cada uma das dez nascentes amostradas no Ribeirão da Onça em Elói Mendes, Minas Gerais.



Fonte: Do autor (2020)

De acordo com os índices de Shannon (H'), Simpson (D') e equitabilidade de Pielou (J'), N08 apresentou os maiores valores, sendo respectivamente, $H' = 1.92$, $D' = 0.80$ e $J' = 0.75$, indicando ser uma nascente com alta biodiversidade e uniformidade entre o número de indivíduos pelo número de famílias. Enquanto que N05 foi a de menor diversidade com $H' = 0.77$ e uniformidade, com $J' = 0.47$ (Tabela 3).

Tabela 3 - Valores de diversidade alfa, segundo os índices de Shannon (H'), Simpson (D') e Pielou (J') encontrados para cada nascente amostrada no Ribeirão da Onça, município de Elói Mendes, Minas Gerais.

Índices de diversidade	N01	N02	N03	N04	N05	N06	N07	N08	N09	N10
Shannon (H')	1,75	1,75	1,58	1,34	0,77	1,54	1,60	1,92	1,23	1,71
Simpson (D')	0,74	0,73	0,74	0,61	0,37	0,74	0,72	0,80	0,52	0,74
Pielou (J')	0,63	0,66	0,66	0,48	0,47	0,64	0,64	0,75	0,48	0,64

Fonte: Do autor (2020).

Os resultados encontrados para o índice de similaridade de Jaccard para zooplâncton e para macroinvertebrados nas dez áreas amostradas estão representadas nas tabelas abaixo e têm valores que variam de 0 a 100%. Para zooplâncton, o índice variou de 33,33 a 100% (Tabela 4), apresentando, portanto, uma alta similaridade, diferentemente dos

macroinvertebrados bentônicos que a similaridade apresentou valores mais baixos, sendo de 12,5 a 87,5% (Tabela 5).

Tabela 4 - Matriz de similaridade de Jaccard para zooplâncton nas dez nascentes amostradas no Ribeirão da Onça em Elói Mendes, Minas Gerais.

	N01	N02	N03	N04	N05	N06	N07	N08	N09	N10
N01										
N02	71,42									
N03	75	75								
N04	62,5	62,5	87,5							
N05	50	50	37,5	42,85						
N06	55,55	55,55	77,77	87,5	37,5					
N07	100	71,42	75	62,5	50	55,55				
N08	57,14	57,14	44,44	33,33	33,33	44,44	57,14			
N09	44,44	44,44	66,66	75	42,85	87,5	44,44	33,33		
N10	85,71	85,71	87,5	75	42,85	66,66	85,71	50	55,55	

Fonte: Do autor (2020).

Tabela 5 - Matriz de similaridade de Jaccard para macroinvertebrados bentônicos nas dez nascentes amostradas no Ribeirão da Onça em Elói Mendes, Minas Gerais.

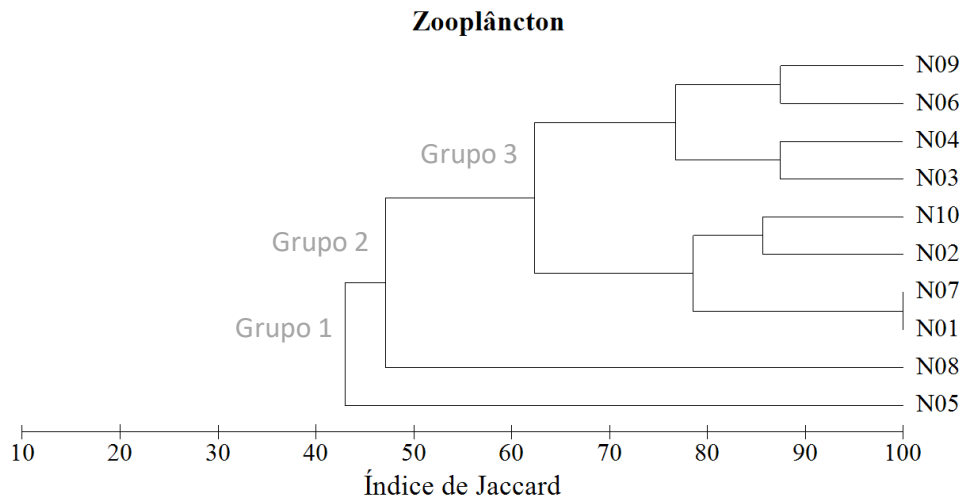
	N01	N02	N03	N04	N05	N06	N07	N08	N09	N10
N01										
N02	55,55									
N03	62,5	37,5								
N04	80	60	50							
N05	25	33,33	40	20						
N06	62,5	57,14	42,85	50	16,66					
N07	66,66	44,44	50	54,54	28,57	50				
N08	66,66	44,44	33,33	54,54	12,5	71,42	75			
N09	40	50	57,14	60	33,33	22,22	30	18,18		
N10	87,5	44,44	71,42	70	28,57	50	75	55,55	44,44	

Fonte: Do autor (2020).

O dendrograma construído a partir da matriz de similaridade revelou a formação de três diferentes grupos para o zooplâncton. Os dois primeiros grupos mostram a separação da N05 e N08 de todas as outras nascentes, enquanto para a N07 e N01 é observada uma similaridade de 100% (Figura 5). Para os macroinvertebrados bentônicos o dendrograma também formou três grupos, e novamente N05 se apresentou como a nascente menos similar

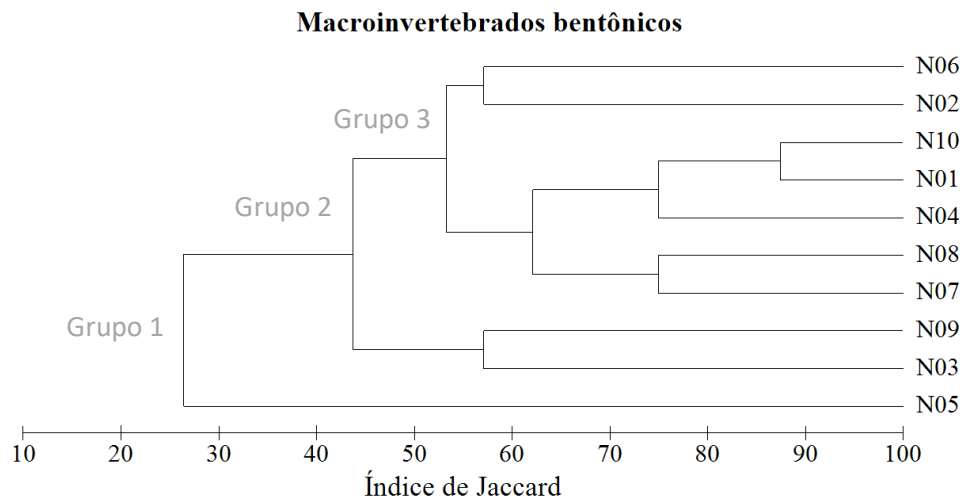
quanto à composição de espécies entre todos os outros pontos amostrados. Para macroinvertebrados a maior similaridade (87,5%) foi verificada entre a N01 e N10 (Figura 6).

Figura 5 - Dendrograma obtido a partir do índice de similaridade de Jaccard entre a presença ou ausência de zooplâncton nas dez nascentes amostradas no Ribeirão da Onça, município de Elói Mendes, Minas Gerais.



Fonte: Do autor (2020).

Figura 6 - Dendrograma obtido a partir do índice de similaridade de Jaccard entre a presença ou ausência de macroinvertebrados bentônicos nas dez nascentes amostradas no Ribeirão da Onça, município de Elói Mendes, Minas Gerais.



Fonte: Do autor (2020).

Para as variáveis ambientais, os valores medidos estão especificados na tabela 6. Em média, a temperatura das nascentes da região foi de 22°C. Para o pH houve pouca variação entre as nascentes, apresentando ao longo da sub-bacia um teor levemente ácido a neutro, com valor mínimo de 6,35 e máximo de 7,20. O oxigênio dissolvido foi uma variável que flutuou

bastante e ao longo da sub-bacia apresentou o mínimo de 11 mg/L e um máximo de 30 mg/L. Do mesmo modo, a condutividade variou bastante, com nascentes apresentando 0,25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a nascentes com 90,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Para a cobertura do dossel, a maioria das nascentes apresentou um valor considerável de cobertura vegetal, na faixa dos 76% a 96%, com exceção da N10, que teve apenas 27,4% de cobertura.

O teste ANOVA *one-way* não detectou diferença significativa entre as variáveis físicas-químicas, nem para largura, dossel ou profundidade média entre os pontos amostrados ($p = 0,39$).

Tabela 6 - Valores das variáveis abióticas medidas nas dez nascentes amostradas no Ribeirão da Onça, município de Elói Mendes, Minas Gerais.

Nascentes	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Dossel (%)	Largura (m)	Profundidade Média (cm)
N01	62,7	6,65	23,0	22,4	80,70	4,70	19,66
N02	18,3	6,61	20,0	24,8	96,98	1,73	18,88
N03	90,8	6,60	21,0	24,8	89,62	1,55	34,66
N04	7,41	7,20	17,0	20,9	88,09	2,46	23,55
N05	2,00	6,40	20,0	22,4	78,64	1,14	3,77
N06	1,14	6,50	24,0	24,8	81,60	1,50	0,50
N07	0,71	6,50	30,0	22,1	76,65	1,45	7,42
N08	2,60	6,35	30,0	24,8	91,15	1,50	11,00
N09	0,25	6,95	11,0	21,4	77,34	1,65	14,88
N10	1,11	6,60	22,0	21,5	27,40	1,70	11,44

Fonte: Do autor (2020).

Ao avaliar os parâmetros espaciais e ambientais que exercem influência sobre os grupos taxonômicos encontrados, o modelo linear selecionado pelo distLM incluiu de maneira significativa para o zooplâncton o oxigênio dissolvido (29%), o sedimento fino (27%) e a longitude (22%). Para os macroinvertebrados bentônicos foi selecionado significativamente apenas o oxigênio dissolvido (34%) (Tabela 7). As outras variáveis analisadas como vegetação e entorno não apresentaram um valor-p significativo.

Tabela 7 - Resultado da análise distLM para zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos com valor-p da permutação e a proporção de explicação das variáveis ambientais selecionadas.

Zooplâncton			
Variável ambiental	R² ajustado	p (Perm)	Proporção
Oxigênio dissolvido	0,2016	0,016	0,29031
Sedimento fino	0,1807	0,025	0,27177
Longitude	0,38226	0,017	0,22923

Macroinvertebrados bentônicos			
Variável ambiental	R² ajustado	P (Perm)	Proporção
Oxigênio dissolvido	0,26421	0,004	0,34596

Fonte: Do autor (2020).

4 DISCUSSÃO

A partir dos resultados apresentados observamos que os grupos de maior abundância e ocorrência nas nascentes da Sub-bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça foram Diptera/Chironomidae, Copepoda/Cyclopoida e a classe Ostracoda. O resultado revela a presença desses organismos em diferentes condutividades. Apesar do resultado ANOVA *one-way* não ter encontrado diferença significativa para as variáveis ambientais, a condutividade ao longo da sub-bacia apresentou valores muito discrepantes. Foram encontradas nascentes com condutividade de 0,25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ até 90,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Embora tenha sido fortemente amostrada em todos os pontos da sub-bacia, a maior abundância da família Chironomidae foi registrada nas nascentes N04 (513 indivíduos) e N09 (292 indivíduos). Possivelmente devido a esses serem habitats com grande quantidade de folhicho, sedimento fino e baixo fluxo de água, habitat preferido por esses organismos (SOUZA, FERREIRA & MORAES, 2020; KIKUCHI & UIEDA, 2005; WALKER, 1986). A alta distribuição de quironomídeos ao longo da sub-bacia se deve à capacidade do grupo de colonizar desde águas prístinas a áreas com diferentes intensidades de distúrbio (LENCIONI *et al.*, 2018). Um dos fatores responsáveis por essa versatilidade é devido a grande diversidade de espécies presentes na família, que exibem uma variedade de hábitos alimentares e preferências ambientais (KIKUCHI & UIEDA, 2005).

Para a comunidade zooplanctônica, a ordem Cyclopoida foi a mais representativa e teve a maior abundância na N06 (258 indivíduos), ambiente com predomínio de sedimento fino, pouca vegetação aquática, baixa profundidade e baixo fluxo de água. A alta abundância desses organismos nos ambientes aquáticos é atribuída ao fato de colonizarem águas de todas as salinidades, profundidades e temperaturas (STOCH, 2007). São capazes de colonizar

também diferentes substratos, desde serrapilheira úmida a musgos, que ainda servem como fonte de alimento juntamente com a matéria orgânica particulada e o biofilme associado (BOTTAZZI *et al.*, 2008; STOCH, 2007). A N06 também foi um dos pontos com alta abundância de larva náuplios, indicando um ambiente adequado para a reprodução e desenvolvimento de crustáceos, que depende de condições adequadas de temperatura e suprimento de alimentos (STOCH, 2007).

Contribuindo para a comunidade zooplanctônica da região, a Classe Ostracoda também apresentou ampla distribuição. Os ostrácodes são habitantes comuns de nascentes sendo representados principalmente pelas famílias Cyprididae e Candonidae (WILLIAMS, 2016). Candonidae foi a família mais representativa para a sub-bacia aqui estudada e a maior abundância foi registrada assim como para os ciclopoídes na N06 (235 indivíduos). Sabe-se que estes organismos têm preferência por águas ricas em matéria orgânica e de baixo a moderado fluxo (ROCA & BALTANÁS, 1993). E embora sejam capazes de colonizar diversos ambientes, preferem estar associados às macrófitas e ao sedimento mais argiloso (CUNHA *et al.*, 2014; ROCA & BALTANÁS, 1993).

A elevada abundância dos microcrustáceos no Ribeirão da Onça é atribuída, portanto, a águas de baixo a moderado fluxo nas nascentes amostradas, com exceção da N02, que tinha maior fluxo e foi o ponto de menor abundância desses organismos. Também é atribuído à presença de sedimento fino, à estabilidade térmica, e a valores ideais de pH, uma vez que o pH da sub-bacia variou de 6,35 a 7,20, e esses organismos demonstram uma clara preferência por pH levemente ácido a alcalino (de 4,6 a 13) (RUIZ *et al.*, 2013; STOCH, 2007). Entretanto, é possível que a ocorrência desses organismos também esteja associada a outros fatores não avaliados, como a turbidez, altitude, nível de nutrientes e interações interespecíficas (MATSUDA, MARTENS & HIGUTI, 2015; ROCA & BALTANÁS, 1993; RUIZ *et al.*, 2013).

Segundo Cantonati *et al.* (2012) as nascentes abrigam uma grande riqueza e diversidade de espécies por serem áreas de ecótono, e por essa razão, bastante heterogêneas. Sabe-se também que a estrutura da mata ciliar, o uso do solo no entorno das nascentes e parâmetros ambientais e geográficos também podem influenciar a composição das comunidades e afetar o modo como elas se dispersam e se especializam (MENEZES, 2017). Dessa forma, o nicho ecológico das espécies gera diferentes padrões de ocorrência e distribuição, que podem ser alterados por distúrbios provocados no ambiente. A ocorrência de distúrbios por sua vez, pode ocasionar o aumento de espécies mais tolerantes e diminuição da diversidade presente (ESTEVES, 1998).

Para a sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça, os índices de Shannon (H'), Simpson (D') e Pielou (J') revelaram a N08 como a nascente mais biodiversa, embora Bouças & Bueno (in prep) - Artigo 1 a tenham classificado com um ambiente moderadamente impactado. A Teoria do Distúrbio Intermediário proposta por Connell (1978) sugere uma maior diversidade de espécies em uma comunidade que seja formada por um mosaico de diferentes habitats, o que possivelmente pode explicar o resultado aqui encontrado. A N08 foi caracterizada pela presença de maior heterogeneidade de substrato, formada por algumas rochas expostas e um fluxo de água moderado, com outras áreas de poças com sedimento, folhiço e raízes.

Substratos como o folhiço, raízes e as rochas conferem maior estabilidade e oferecem melhores condições de alimentação e abrigo para a fauna. Diferente dos sedimentos finos como a areia que são facilmente carreados e não conferem nenhuma estabilidade (ALLAN, 1995). A heterogeneidade de substratos e de vegetação também possibilita a colonização de uma fauna mais diversa e de diferentes níveis tróficos (KIKUCHI & UIEDA, 2005; SOUZA, FERREIRA & MORAES, 2020).

A área adjacente à nascente também exerce grande influência na diversidade local devido ao tipo de material que é carreado até o curso d'água. Sabe-se que a presença de vegetação é fundamental para a estruturação de comunidades de insetos aquáticos e de zooplâncton (GONÇALVES Jr., SANTOS & ESTEVES, 2004; KOROIVA & PEPINELLI, 2019). Isso ocorre porque as plantas alteram a dinâmica dos nutrientes, do carbono orgânico e inorgânico dissolvido, do oxigênio, pH e da qualidade do sedimento. Também formam habitats que podem ser utilizados como refúgio contra predação (BELL *et al.*, 2013; HECK & CROWDER, 1991). E a composição química e nutritiva do tecido foliar influencia na colonização das comunidades perifíticas e epífitas, recursos importantes para as comunidades de invertebrados (BAKER *et al.*, 2017; ROSA *et al.*, 2013).

Dessa forma, reforçamos os resultados apresentados por Bouças & Bueno (in prep) - Artigo 1 sobre a importância de manter as áreas de nascentes sem o uso e a interferência humana ou de animais (gado), e a vegetação ciliar preservada. A N08 é a nascente de menor interferência humana devido ao difícil acesso e por essa razão, ainda conserva a vegetação um pouco menos impactada em relação às outras nascentes estudadas. Também ressaltamos que áreas como a N08 devem ser prioritárias para práticas de preservação por abrigar maior diversidade e poder atuar como fonte de dispersão de indivíduos para outros locais (MENEZES, 2017; VON FUMETTI & BLATTNER, 2017).

Para o Ribeirão da Onça os índices de diversidade também apresentaram a N05 como a menos diversa. Segundo Bouças & Bueno (in prep) - Artigo 1 esta foi uma das áreas mais impactadas. Com um tamanho de área reduzido em relação às outras nascentes, o que já abrigaria menor riqueza, ainda existe o fator agravante que é a ausência de mata ciliar. Embora a nascente tenha apresentado um valor alto de cobertura de dossel, essa cobertura era proporcionada por apenas uma árvore de grande diâmetro. Além disso, a área também não proporciona nenhuma estabilidade para a fauna local por estar exposta a diferentes perturbações. Em razão dos vários impactos na área não houve um agrupamento da N05 com as outras nascentes no índice de similaridade de Jaccard.

Diferentemente, o índice de similaridade apresentou uma semelhança de 100% para o zooplâncton entre a N07 e a N01, podendo estar relacionada a condições ambientais como a temperatura (em torno de 22°C), o baixo fluxo de água e a quantidade de sedimento depositado, na N01 devido a processos erosivos e na N07 pela curta faixa de vegetação. Para os macroinvertebrados bentônicos, por sua vez, a maior similaridade foi observada entre a N01 e a N10. Possivelmente pelo tipo de matéria orgânica depositada, neste caso, a partir utilização pelo gado e de agricultura. Estudando uma nascente em uma área ocupada pela agricultura no Rio São Lourenço/MT, Zardo *et al.* (2013) observaram uma correlação significativa entre matéria orgânica e a maioria das ordens encontradas, como Diptera, Coleoptera, Ephemeroptera e Trichoptera. Segundo Wetzel (1975) a matéria orgânica pode ser usada para alimentação, sendo uma variável de extrema importância para compreender a dinâmica das comunidades em um corpo hídrico.

Entre os parâmetros explicativos da comunidade zooplânctônica para as nascentes e selecionados através do distLM, encontra-se o oxigênio dissolvido, o sedimento fino e a longitude. O oxigênio dissolvido é comumente citado como determinante para a biota e a maioria dos taxa responde com sensibilidade às suas concentrações (BERGER *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2019). É conhecido, por exemplo, que Copepoda não suporta concentrações muito baixas de oxigênio dissolvido por muito tempo (ESTEVES, 1998). Fatores ambientais que influenciam as taxas de oxigênio dissolvido na água são, por exemplo, temperatura e a concentração de matéria orgânica, que estão diretamente relacionadas à presença de vegetação (ESTEVES, 1998).

O sedimento, por sua vez, exerce influência sobre os parâmetros físicos e químicos da água (RITVO *et al.*, 1998) e sobre o acúmulo de matéria orgânica entre seus grãos, o que pode ser determinante para a abundância da fauna bentônica (BOYDE, 1998). Ambientes com sedimento uniforme normalmente abrigam poucas espécies de microcrustáceos devido a uma

composição de nicho menos diverso (LONGATO, FERREIRA & PERBICHE-NEVES, 2018).

Para a longitude, foi encontrado na literatura que variáveis espaciais são especialmente importantes para a distribuição dos organismos como o zooplâncton, que apresentam uma ampla tolerância aos fatores ambientais, mas tem dispersão limitada em uma escala de tempo curta (BEISNER *et al.* 2006; CÁCERES & SOLUK, 2002). Como nascentes são ambientes de baixa conectividade, as chances desses organismos chegarem a outras nascentes são pequenas, e por essa razão, a contribuição espacial é encontrada (RODRIGUES, 2018). Desse modo, os esforços de conservação devem incluir um maior número de nascentes, uma vez que distúrbios locais podem levar a um declínio na diversidade local e regional para níveis irreversíveis.

5 CONCLUSÃO

A composição das comunidades de zoobentos em nascentes é influenciada principalmente por características ambientais. Entretanto, para o zooplâncton as variáveis espaciais também exercem influência devido às nascentes serem habitats de baixa conectividade e estes organismos apresentarem uma dispersão limitada.

As variáveis ambientais também são importantes estruturadoras do habitat. Ambientes com maior grau de preservação tendem a apresentar maior heterogeneidade e abrigar uma maior diversidade de espécies, enquanto ambientes impactados tendem à homogeneização.

A homogeneização de condições ambientais ao longo da bacia hidrográfica pode provocar danos irreparáveis na biodiversidade local e regional. Assim, torna-se especialmente importante a preservação de áreas mais heterogêneas e diversas, que podem vir a atuar como fonte de dispersão de espécies. E também, o reflorestamento das nascentes mais impactadas para que estas venham a desenvolver melhores características de habitat para as espécies residentes.

Agradecimentos. Agradeço à CAPES pela concessão da bolsa. Ao José Miguel pela confecção do mapa e localização das nascentes. E à equipe do SAAE de Elói Mendes, Minas Gerais pelo apoio prestado durante as coletas.

REFERÊNCIAS

- ALLAN, J. D. **Stream Ecology**. USA: Kluger Academic Press., 342 p. 1995.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SETELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. **Köppen's climate classification map for Brazil**. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p.711-728, 2013.
- BAKER, J. R.; PECK, D. V.; SUTTON, D. W. **Environmental Monitoring and Assessment Program Surface Waters: Field Operations Manual for Lakes**. Environmental Protection Agency, 37 p., 1997.
- BAKER, K.; CHADWICK, M. A.; WAHAB, R. A.; KAHAR, R. **Benthic community structure and ecosystem functions in above- and below-waterfall pools in Borneo**. Hydrobiologia, v. 787, n. 1, p. 307-322, 2017. DOI: 10.1007/s10750-016-2975-4
- BELL, N.; RIIS, T.; SUREN, A. M.; BAATTRUP-PEDERSEN, A. **Distribution of invertebrates within beds of two morphologically contrasting stream macrophyte species**. Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie, v. 183, n.4, p. 309–321. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2013/0517>
- BERGER, E.; HAASE, P.; SCHÄFER, R. B.; SUNDERMANN, A. **Towards stressor specific macroinvertebrate indices: Which traits and taxonomic groups are associated with vulnerable and tolerant taxa? Science of the Total Environment**, v.619, n.620, p.144–154, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.022>
- BEISNER, B. E.; PERES-NETO, P. R.; LINDSTRÖM, E. S.; BARNETT, A.; LONGHI, M. L. **The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish**. Ecology, v. 87, n. 12, p. 2985-2991, 2006. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2985:TROEAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2985:TROEAS]2.0.CO;2)
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. RIMA: São Carlos – SP, 371 p., 2004.
- BOTTAZZI, E.; BRUNO, M. C.; MAZZINI, M.; PIERI, V.; ROSSETTI, G. **First report on Copepoda and Ostracoda (Crustacea) from northern Apenninic springs (N. Italy): a faunal and biogeographical account**. Journal of Limnology, v. 67, n. 1, p. 56-63, 2008.
- BOYDE, C. E. **Water quality for pond aquaculture**. 1st ed., Alabama: Research and Development, n. 43, 1998.
- BUCKUP, L.; BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; CASAGRANDE, M.; MAJOLO, F. **The benthic macro invertebrate fauna of highland streams in South Brazil - composition, diversity and structure**. Revista Brasileira de Zoologia, v. 24, n. 2, p. 294-301, 2007.
- BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. **Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil**. Revista Brasileira de Zoologia, v. 20, n.1, p. 115-125, 2003.

CÁCERES, C. E.; SOLUK, D. A. **Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates.** *Oecologia*, v. 131, p. 402–408, 2002. DOI 10.1007/s00442-002-0897-5

CANTONATI, M. FÜREDER, L.; GERECKE, R.; JÜTTNER, I.; COX, E. J. **Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: toward an understanding of their ecology.** *Freshwater Science*, v. 31, n.2, p. 463-480, 2012. DOI: 10.1899/11-111.1

CANTONATI, M.; ORTLER, K. **Using spring biota of pristine mountain areas for long-term monitoring.** *Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters*, n. 248, p. 379, 1998. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-PT&lr=&id=SBSygC_IHHIC&oi=fnd&pg=PA379&dq=freshwater+microcrustaceans+studies+in+springs&ots=Mmf1HmIw3w&sig=M_qBsNR5pA__gF0gNSYxMqfd4R8#v=onepage&q=freshwater%20microcrustaceans%20studies%20in%20springs&f=false>

CONNELL, J. H. **Diversity in tropical rain forests and coral reefs.** *Science*. v. 199, n. 4335, p. 1302–1310, 1978. DOI: 10.1126/science.199.4335.1302

COSTA, D. F. da. **Zooplâncton de riachos de cabeceiras de áreas de proteção ambiental do Cerrado, Distrito Federal, Brasil Central.** 2018. 56 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

CPRM. Serviço geológico do Brasil. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/>>. Acesso em: 22 jan. 2019.

CUNHA, J. C. S. da; FILHO, R. G. B.; SILVA, R. P.; SANTOS, I. G. A. dos; RODRIGUES, G. G. **Benthic macrofauna and the limnological parameters of a first-order stream in Atlantic Forest of Brazilian Northeast.** *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 26, n. 1, p. 26-34, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2014000100005>

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de crustáceos límnicos do Brasil.** Brasília: Universa, 156 p., 1997.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência. 1. ed., 826 p., 1998.

GEOBANK. Sistema de informações geológicas da CPRM – Serviços geológicos do Brasil. Disponível em: <<http://geosgb.cprm.gov.br/>>. Acesso em: 22 jan. 2019.

GONÇALVES Jr, J. F.; SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A. **The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon.** *Hydrobiology*, v. 527, p. 125-137, 2004.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.** Manaus: Editora do INPA, 724 p., 2014.

HECK, K. L.; CROWDER, L. B. Habitat structure and predator—prey interactions in vegetated aquatic systems. In: BELL S. S.; MCCOY E. D.; MUSHINSKY H. R. (eds)

Habitat Structure. Population and Community Biology Series. Springer Netherlands, p. 281–299, 1991. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-011-3076-9_14

HORNE, D. J.; MEISCH, C.; MARTENS, K. **Arthropoda: Ostracoda.** Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, 4rd ed., v. 4, p. 725-760, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385024-9.00019-8>

IGAM. **Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos do Rio Sapucaí - GD5.** 2016 Disponível em: http://comites.igam.mg.gov.br/images/mapas/Mapas_PDF/Localizao_GD5_A3.pdf. Acesso em: 02 jan. 2020.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. **Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil.** Entomologia y Vectores, v. 12, n. 2, p. 193-231, 2005.

KIRK, K. L.; GILBERT, J. J. **Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans.** Ecology, v. 71, n. 5, p. 1741-1755, 1990.

KOROIVA, R.; PEPINELLI, M. Distribution and habitats of aquatic insects. In: DEL-CLARO K.; GUILLERMO R. (eds). **Aquatic Insects**, p. 11-33, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-16327-3_2

LENCIONI, V.; MEZZANOTTE, E.; SPAGNOL, C.; LATELLA, L. **Effects of human impacts on diversity and distribution of chironomids (Diptera: Chironomidae) in prealpine springs.** Journal of Limnology, n. 77, v. 1, p. 203-212, 2018. DOI: 10.4081/jlimnol.2018.1804

LONGATO, L. O.; FERREIRA, I. E. P.; PERBICHE-NEVES, G. **Relationship between zooplankton richness and area in Brazilian lakes: comparing natural and artificial lakes and trends.** Acta Limnologica Brasiliensia, v. 30, n. 309, p. 1-10, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X1518>

MAGURRAN, A. E. **Diversidad ecológica y su medición.** Espanha: EdicionesVedrà, 419 p., 1989.

MATSUDA, J. T.; MARTENS, K.; HIGUTI, J. **Diversity of ostracod communities (Crustacea, Ostracoda) across hierarchical spatial levels in a tropical floodplain.** Hydrobiology, v. 762, p. 113-126, 2015. DOI 10.1007/s10750-015-2342-x

MENEZES, B. G de. **Fatores que governam as assembleias de macroinvertebrados bentônicos em nascentes tropicais de áreas protegidas.** 2017. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 44 p., 2017.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. da; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** Nature, v. 403, p. 853-858, 2000.

ODUM, E. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2. ed., p. 433, 1988.

OLIVEIRA, P. C. R.; van der GEEST, H. G.; KRAAK, M. H. S.; VERDONSCHOT, P. F. M. **Land use affects lowland stream ecosystems through dissolved oxygen regimes**. Scientific Reports, v. 9, n. 19685, p. 1-10, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56046-1>

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H.; SZOECs, E.; WAGNER, H. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-4, 2019. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>

PADOVESI-FONSECA, C.; SARAIVA, M. F.; FERNANDES, C. L. S. **First record of cladocerans from the headwaters of the Cerrado–Amazon boundary, central Brazil**. Biodiversity, v. 17, n.3, p. 1-3, 2016. DOI: 10.1080/14888386.2016.1235510

PEGO, A. P.; SANTOS, L. B. dos; SANTOS, J. C. **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em três nascentes do Complexo Parque do Sabiá, Uberlândia, Minas Gerais**. Journal of Environmental Analysis and Progress, p. 1-14, 2017. Disponível em: <<https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/23571/1/MacroinvertebradosBentonicosBioindicadores.pdf>>. Acesso em: 28 abr. 2020.

PINELI, A. A. P. **Levantamento Florístico e Estrutura Horizontal da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça, MG**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 52 p., 2011.

RABENI, C. F.; DOISY, K. E.; GALAT, D. L. **Testing the biological basis of a stream habitat classification using benthic invertebrates**. Ecological Applications, v. 12, n.3, p. 782-796, 2002.

REID, J. W. **Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda)**. Bolm Zool., Univ. S. Paulo, v. 9, p.17-143, 1985.

RITVO, G.; SAMOCHA, T. M.; LAWRENCE, A. L.; NEILL, W. H. **Growth of *Penaeus Íannameion* soils from various Texas shrimp farms, under laboratory conditions**. Aquaculture, v.163, p.101-110, 1998.

ROCA, J. R.; BALTANÁS, A. **Ecology and distribution of Ostracoda in Pyrenean springs**. Journal of Crustacean Biology, v. 13, n. 1, p. 165-174, 1993.

RODRIGUES, L. F. T. **Nascentes da Mata Atlântica: panorama e ecologia da fauna de Oligochaeta (Annelida) e implicações para conservação**. 2018. Tese (Doutora em Ecologia) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 75 p., 2018.

ROSA, J.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C.; GRAÇA, M. A. S. **Combined effects of water temperature and nutrients concentration on periphyton respiration - implications of global change**. International Review of Hydrobiology, v. 98, n. 1, p. 14-23, 2013. DOI: 10.1002/iroh.201201510

ROSATI, M.; CANTONATI, M.; PRIMICERIO, R.; ROSSETTI, G. **Biogeography and relevant ecological drivers in spring habitats: A review on ostracods of the Western Palearctic**. International Review of Hydrobiology, v. 99, p. 409-424, 2014. DOI: 10.1002/iroh.201301726

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL:<https://www.R-project.org/>.

RUIZ, F.; ABAD, M.; BODERGAT, A. M.; CARBONEL, P.; RODRÍGUEZ-LÁZARO, J.; GONZÁLEZ-REGALADO, M. L.; TOSCANO, A.; GARCÍA, E. X.; PRENDA, J. **Freshwater ostracods as environmental tracers**. International Journal of Environmental Science and Technology, v. 10, p. 1115-1128, 2013.

SANTOS, M. O. dos; MELO, S. M. **Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água de nascentes - Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores**. Journal of Environmental Analysis and Progress, v. 02, n. 01, p. 36-43, 2017.

SAULINO, H. H. L.; CORBI, J. J.; CARACCIOLI, L. C. **Avaliação da qualidade da água da nascente do Ribeirão Anhumas (Araraquara-SP) através do estudo dos macroinvertebrados aquáticos**. Revista Uniara, v. 14, n. 1, p. 17-29, 2011.

SERRANO, M. A. S.; SEVERI, W.; TOLEDO, V. J. S. **Comunidades de Chironomidae e outros macroinvertebrados em um rio tropical de planície – Rio Bento Gomes/ MT**. Oecologia Brasiliensis v.5, n. 1, p. 265-278, 1998.

SILVA, W. M.; PERBICHE-NEVES, G. **Trends in freshwater microcrustaceans studies in Brazil between 1990 and 2014**. Brazilian Journal of Biology, v. 77, n. 3, p. 527-534, 2017.

SOUZA, J. L. C.; FERREIRA, V. M. B.; MORAES, M. **Levantamento de insetos aquáticos em um trecho do rio Tijuca, Floresta da Tijuca – Rio de Janeiro, Brasil**. Research, Society and Development, v. 9, n.1, p. 1-12, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i1.1847>

SPITALE, D.; LEIRA, M.; ANGELI, N.; CANTONATI, M. **Environmental classification of springs of the Italian Alps and its consistency across multiple taxonomic groups**. Freshwater Science, v. 31, n.2, p.563-574, 2012. DOI: 10.1899/10-038.1

STOCH, F. Copepods colonising Italian springs. In: CANTONATI, M.; BERTUZZI, E.; SPITALE D. **The spring habitat: biota and sampling methods**. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento. Monografi e del Museo Tridentino di Scienze Naturali. p. 217-235, 2007.

TOPODATA. Banco de dados geomorfológicos do Brasil. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>. Acesso em: 22 jan. 2019.

UFMG. **Protocolo de avaliação física de habitats proposto por Baker *et al.* (1997) e USEPA (2007), adaptado e modificado para ecossistemas lênticos e semi-lênticos**. 2020. Disponível em: <http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/2011/reservatorio.pdf>. Acesso em: 07 jan. 2020

UNIVERSITY OF NEW HAMPSHIRE. CannopyApp. Disponível em: < <https://play.google.com/store/apps/details?id=edu.unh.mobile.canopyapp&hl=en> >. Acesso em 21 abr. 2020.

USEPA. **Evaluation of the Nation's Lakes: Field Operations Manual**. EPA841-B-07-004. Washington D.C., E.S. Environmental Protection Agency, 332 p., 2007.

VIRTANEN, R.; ILMONEN, J.; PAASIVIRTA, L.; MUOTKA, T. **Community concordance between bryophyte and insect assemblages in boreal springs: a broad-scale study in isolated habitats**. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 8, p.1651–1662, 2009.

VON FUMETTI, S.; BLATTNER, L. **Faunistic assemblages of natural springs in different areas in the Swiss National Park: small-scale comparison**. *Hydrobiology*, v. 793, p. 175-184, 2017. DOI: 10.1007/s10750-016-2788-5.

XIONG, W.; NI, P.; CHEN, Y.; GAO, Y.; LI, S.; ZHAN, A. **Biological consequences of environmental pollution in running water ecosystems: A case study in zooplankton**. *Environmental Pollution*, v. 252, p. 1483-1490, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.055>.

ZARDO, D. C.; HARDOIM, E. L.; AMORIM, R.; MALHEIROS, C. H. **Variação espaço-temporal na abundância de ordens e famílias de macroinvertebrados bentônicos registrados em área de nascente, Campo Verde – MT**. *Revista Uniara*, v.16, n.1, p. 53-66, 2013.

WALKER, I. **Sobre a ecologia e biologia da decomposição da matéria orgânica em águas amazônicas**. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.1, p. 557-573, 1986. Disponível em: < <https://www.ablimno.org.br/publiActa.php?issue=v1n1> >. Acesso em 04 mai. 2020.

WETZEL, R. G. **Limnology**. New York. W. B. Saunders Co., 743 p., 1975.

WILLIAMS, D. D. Invertebrates in groundwater springs and seeps. In: BATZER, D.; BOIX, D. (eds.). **Invertebrates in Freshwater Wetlands**. p. 357-409, 2016.