

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA APLICADA AO MANEJO E
CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS

Luciana Falci Theza Rodrigues

Nascentes de Mata Atlântica: panorama e ecologia da fauna de Oligochaeta (Annelida) e
implicações para conservação

Juiz de Fora

2018

Luciana Falci Theza Rodrigues

Nascentes de Mata Atlântica: panorama e ecologia da fauna de Oligochaeta (Annelida) e implicações para conservação

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação dos Recursos Naturais, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial a obtenção do grau de Doutora em Ecologia. Área de concentração: Ecologia aquática.

Orientador: Doutor Roberto da Gama Alves

Juiz de Fora

2018

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Rodrigues, Luciana Falci Theza .

Nascentes de Mata Atlântica: panorama e ecologia da fauna de Oligochaeta (Annelida) e implicações para conservação / Luciana Falci Theza Rodrigues. -- 2018.

75 f. : il.

Orientador: Roberto da Gama Alves

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2018.

1. Diversidade. 2. Eucrenal. 3. Tropical. 4. Protocolo de avaliação. 5. Levantamento bibliográfico. I. Alves, Roberto da Gama , orient. II. Título.

Luciana Falci Theza Rodrigues

Nascentes de Mata Atlântica: panorama e ecologia da fauna de Oligochaeta (Annelida) e implicações para conservação

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação dos Recursos Naturais, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial a obtenção do grau de Doutora em Ecologia. Área de concentração: Ecologia aquática.

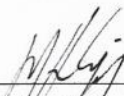
Aprovada em 23 de fevereiro de 2018

BANCA EXAMINADORA




Doutor Roberto da Gama Alves - Orientador

Universidade Federal de Juiz de Fora



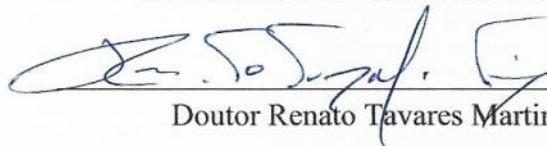
Doutor Miguel Fernandes Felipe

Universidade Federal de Juiz de Fora



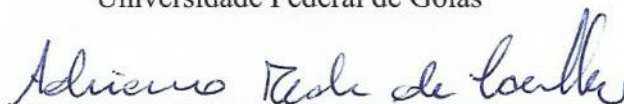
Doutora Simone Jaqueline Cardoso

Universidade Federal de Juiz de Fora



Doutor Renato Tavares Martins

Universidade Federal de Goiás



Doutor Adriano Reder de Carvalho

Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais- Campus Juiz de Fora

Dedico este trabalho aos meus futuros filhos...

AGRADECIMENTOS

Agradeço, antes de tudo, a Deus, por me ajudar durante todo esse percurso e mais ainda por ser meu amigo em todos os momentos.

Agradeço ao meu orientador, professor doutor Roberto da Gama Alves, pela confiança, incentivo e orientação, não apenas durante os anos dedicados ao doutorado, mas por todos os anos de convivência em que pude aprender coisas sobre a ciência e a vida.

Aos amigos de laboratório Lidimara, Guilherme, Bruno, Iara, Luiza, Sheila e aos demais que ajudaram nas coletas, triagem e análise do material. À doutora e amiga Beatriz Rosa pela leitura e sugestões para os capítulos desta tese.

Aos gerentes dos Parques pela autorização e liberação dos funcionários para nos auxiliarem na busca das nascentes, em especial o Sr. Fabiano, Sebastião, Rafael e Manu Landroz por dedicarem grande parte do seu tempo nos acompanhando ao campo.

Aos professores Miguel Felipe e Rafael Arromba de Sousa e seus orientados, por nos auxiliarem em alguns trabalhos de campo e laboratório.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia pelo apoio logístico e aos secretários Júlio, Rosimar e Priscila por todo atendimento prestado. Ao Laboratório de Ecologia Aquática pela infraestrutura fornecida para realização de algumas análises químicas. Agradeço de forma especial ao funcionário Gladson pelos ensinamentos e auxílio na realização destas análises.

Ao programa de Pós-Graduação em Comportamento e Biologia Animal por disponibilizar o espaço e equipamentos necessários para triagem e identificação do material coletado e aos secretários Osmar e Marlu pelo ótimo atendimento.

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa)-Unidade Cerrados, pela oportunidade de estágio e à professora doutora Cintia Carla Niva pelos ensinamentos sobre Enchytraeidae.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado.

Aos meus pais e irmãos pelo apoio e incentivo nos estudos, principalmente à minha mãe Oneida e minha irmã Bianca, minhas melhores amigas. Ao meu esposo Eliandro por sempre me incentivar e me dar forças nos momentos difíceis de distância. Obrigada por me apoiar e me ajudar a tomar decisões tão importantes durante essa fase.

Nascentes cristalinas

*Movimentos,
ciclos,
trajetos.*

Nascimento puro de um bem maior.

Nascentes cristalinas!

*Repletas de histórias,
poesia, canção...*

*No embalo do riacho se ajeitam,
dançam,
emanam pureza,
leveza.*

Nascentes cristalinas!

*Preciosas, queridas.
Perfeitas para uma nação.*

*Se seu futuro é incerto,
turbulento ou perigoso,
atuhlado de manchas, odores e texturas,
sua essência será sempre digna,
virtuosa.*

Nascentes cristalinas!

*Mananciais eternos.
Riquezas incomparáveis.
Vida em percurso.*

(Bianca Falci Theza Rodrigues)

RESUMO

Nascentes são importantes elementos da paisagem pela sua relevância econômica, social e ecológica. Tendo em vista a crescente degradação desses ecossistemas, aliado ao pouco conhecimento sobre a sua biodiversidade em regiões tropicais, esta tese tem como objetivo geral ampliar o conhecimento sobre nascentes de regiões tropicais e prover um estudo sobre a diversidade e aspectos ecológicos de oligoquetas aquáticas nesse ecossistema. A fim de confirmar a carência de estudos em nascentes, especificamente sobre a fauna de oligoquetas, foi feito um levantamento bibliográfico sobre os estudos realizados em 30 anos (1985-2015) nos mais diversos ambientes aquáticos continentais em todo o mundo. A pesquisa mostrou que nascentes estão entre os ecossistemas menos estudados, juntamente com corpos d'água de cavernas e pântanos. Também realizamos coletas da fauna, medimos variáveis físicas e químicas e aplicamos um protocolo de avaliação rápida (PAR) em nascentes localizadas em diferentes municípios de Minas Gerais, tanto em Unidades de Conservação (UCs) quanto em áreas públicas e particulares. Os resultados mostraram que a composição de espécies de oligoquetas de nascentes que emergem de forma difusa formando uma área alagada (helocreno), é diferente daquela de nascentes que formam riachos (reocreno) e poças (limnocreno), provavelmente devido à sua maior heterogeneidade. Também verificamos que a diversidade beta foi alta nas três tipologias, indicando que os esforços para a conservação desses ecossistemas devem incluir um grande número de nascentes de todas as tipologias. Os resultados desse estudo também enfatizam, após a aplicação do PAR, que, apesar da maioria das nascentes serem classificadas como ótimas, nascentes localizadas em áreas urbanas foram classificadas como razoável ou ruim, mesmo estando algumas delas em UCs. Isso mostra a importância das UCs na preservação das nascentes, assim como sua vulnerabilidade quando inseridas em ambientes urbanos. Concluímos que este estudo sobre as nascentes contribui não apenas para o conhecimento do tema, mas também para a gestão ambiental, pois direciona para os habitats e locais que mais carecem de estudo, mostra a importância de se preservar diferentes tipos de nascentes para a manutenção da diversidade e aponta para a necessidade de maior fiscalização e cumprimento dos dispositivos legais, a fim de evitar maiores alterações nas condições naturais desses ambientes.

Palavras-chave: diversidade, eucrenal, protocolo de avaliação rápida, tropical, levantamento bibliográfico.

ABSTRACT

Springs are important landscape elements due to its economic, social and ecological importance. In view of the increasing degradation of these ecosystems, added to low knowledge about their biodiversity in tropical regions, the main goal of this study is to increase the knowledge about springs in tropical regions and to provide information on the diversity and ecological aspects of aquatic oligochaetes in this ecosystem. To confirm the lack of studies in springs, specifically considering freshwater oligochaetes, a bibliographic survey has been made based on the studies carried in a period of 30 years (1985-2015) in various continental aquatic environments around the world. The survey showed that springs are one of the least studied ecosystems, together with cave water bodies and swamps. For this study, fauna was collected, physical and chemical variables were measured, and a rapid assessment protocol (RAP) were applied at springs located in different cities of Minas Gerais State, either in Conservation Units or in public and private areas. The results showed differences among the oligochaetes species composition found in springs that rises diffusely forming a flooded area (helocrene), in comparison to springs that forms streams (rheocrene) and those that form a pond (limnocrene). Probably, it is due to the high heterogeneity of this kind of spring. We also verified that beta diversity was high at the three types of springs, suggesting that efforts to conserve these ecosystems should include many spring systems of all types. After applying RAP, this study emphasized that, besides the major numbers of springs, water has been classified as optimum also the springs located in urban areas were classified as moderate or poor, even when some of them were located in Conservation Units. This result highlights the importance of Conservation Units on spring preservation, and also the vulnerability of these systems when inserted in urban environments. This study contributes not only for academic knowledge, but also for environmental management, once it points out the habitats and places that need more studies, showing the importance of preserving different types of spring systems for the maintenance of diversity. It also indicates the requirements for major inspections and the legal enforcement provisions needed, in order to avoid further transformations in the natural conditions of these systems.

Key-words: diversity, eucrenal, rapid assessment protocol, Tropical, bibliographic survey

SUMÁRIO

1	APRESENTAÇÃO	13
2	CAPÍTULO 1: PANORAMA DOS ESTUDOS SOBRE OLIGOQUETAS DE ÁGUA DOCE EM TRÊS DÉCADAS (1985-2015)	
2.1	INTRODUÇÃO	15
2.2	MATERIAL E MÉTODOS	16
2.3	RESULTADOS	16
2.4	DISCUSSÃO	21
2.5	CONCLUSÃO	23
3	CAPÍTULO 2: INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS SOBRE A FAUNA DE OLIOQUETAS EM NASCENTES	
3.1	INTRODUÇÃO	25
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.2.1	Área de estudo.....	27
3.2.2	Parâmetros ambientais.....	28
3.2.3	Amostragem de oligoquetas.....	29
3.2.4	Processamento dos dados e análises estatísticas.....	30
3.2.4.1	<i>Parâmetros ambientais</i>	30
3.2.4.2	<i>Fauna de oligoquetas</i>	31
3.2.4.3	<i>Relações oligoquetas-ambiente</i>	31
3.3	RESULTADOS.....	32
3.3.1	Heterogeneidade ambiental das nascentes.....	32
3.3.2	Estrutura e composição da fauna de oligoquetas	34
3.3.3	Influência do ambiente e do espaço sobre a fauna de oligoquetas	38
3.4	DISCUSSÃO	39
3.4.1	Assembleia de oligoquetas em nascentes	39
3.4.2	Importância dos fatores ambientais e espaciais sobre a fauna de oligoquetas	40
3.4.3	Diversidade beta e implicações para a conservação	42
3.5	CONCLUSÃO	43

**4 CAPÍTULO 3: O ESTADO DE PRESERVAÇÃO DE ALGUMAS NASCENTES
DO SUDESTE DA MATA ATLÂNTICA: ANÁLISE ATRAVÉS DE UM
PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA**

4.1	INTRODUÇÃO	44
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	47
4.2.1	Área de estudo	47
4.2.2	Protocolo de avaliação de impacto ambiental	51
4.3	RESULTADOS	52
4.4	DISCUSSÃO	54
4.5	CONCLUSÃO	56

5	CONSIDERAÇÕES	57
----------	----------------------------	-----------

	REFERÊNCIAS	58
--	--------------------------	-----------

	APÊNDICE	67
--	-----------------------	-----------

1 APRESENTAÇÃO

Em todo o mundo é conhecido o importante papel de pequenos corpos d'água como nascentes, córregos de cabeceira, pequenas lagoas e lagos para a manutenção de serviços ecossistêmicos e da biodiversidade (KELLY-QUINN et al., 2017). Precisamente sobre nascentes, podemos dizer que são ecossistemas únicos devido à sua conectividade vertical, horizontal e lateral com seus arredores, abrigando espécies de diferentes áreas ecotonais (águas subterrâneas, águas superficiais e ambiente terrestre) (VON FUMETTI; BLATTNER, 2017). Embora esses ecossistemas sejam conhecidos por apresentarem elevada riqueza taxonômica, são extremamente ameaçados por serem sensíveis ao uso da terra e a outros impactos antrópicos tais como mineração, extração de água subterrânea, construção de estradas e diversos tipos de edificações (BASCIK et al., 2009).

Apesar da sua importância para a manutenção da biodiversidade e qualidade da água, nascentes são muito menos estudadas que outros ecossistemas aquáticos (CANTONATI et al., 2012) e são muitas vezes excluídas de projetos de gerenciamento e manejo de águas (BIGGS et al., 2017). No Brasil são raros os trabalhos publicados que se dedicam ao estudo da fauna de invertebrados em nascentes, destacando os trabalhos de Serrano et al. (1998) com Chironomidae e outros macroinvertebrados e o de Goulart et al. (2002) com heterópteros aquáticos, ambos de cunho ecológico. Até a presente data, não há nenhum trabalho publicado que trate especificamente sobre oligoquetas em nascentes.

Conhecer a diversidade de oligoquetas em nascentes é de suma importância e urgência, visto que esses ecossistemas estão sendo rapidamente perdidos (por motivos já mencionados anteriormente), e com eles suas espécies, muitas vezes ainda desconhecidas pela ciência. Além disso, existem lacunas a serem preenchidas no que diz respeito às relações entre oligoquetas e variáveis ambientais e espaciais em nascentes de regiões tropicais. O conhecimento que se tem até o momento está, na sua maioria, restrito às regiões temperadas e alpinas, onde as nascentes apresentam configurações bem distintas das nascentes tropicais, com relação ao tamanho da área ocupada e parâmetros abióticos.

Sendo assim, essa tese foi estruturada em três capítulos com o objetivo geral de ampliar o conhecimento sobre nascentes de regiões tropicais e prover um estudo sobre a diversidade e aspectos ecológicos de oligoquetas aquáticas nesse ecossistema.

No primeiro capítulo faço uma revisão de literatura no período de 30 anos (1985-2015) para sumarizar os dados publicados (o estado de conhecimento) sobre oligoquetas de água doce e, a partir dos resultados, fornecer informações sobre os habitats e regiões que carecem de maiores estudos sobre a ecologia e distribuição destes organismos.

Tendo em vista a carência de estudos em âmbito mundial e ausência a nível nacional, apresento no segundo capítulo uma abordagem ecológica sobre as espécies de oligoquetas em nascentes e suas relações com parâmetros ambientais e espaciais, através de abordagens uni e multivariadas. Apresento, ainda, informações sobre a diversidade beta de oligoquetas nesses ambientes e suas implicações para a conservação.

Por fim, no terceiro capítulo abordo o estado de preservação das nascentes estudadas, utilizando um protocolo de avaliação rápida que mostra que, mesmo diante de dispositivos legais, as nascentes são degradadas para suprir necessidades humanas. Este capítulo ainda mostra a importância da criação e manutenção de Unidades de Conservação para proteção desses corpos d'água.

2 CAPÍTULO 1: PANORAMA DOS ESTUDOS SOBRE OLIGOQUETAS DE ÁGUA DOCE EM TRÊS DÉCADAS (1985-2015)

2.1 INTRODUÇÃO

Oligoquetas de água doce são representados por mais de 1.100 espécies conhecidas (MARTIN et al., 2008). Apesar da elevada riqueza e da alta representatividade em diversos habitats aquáticos (riachos, rios, lagos, reservatórios), os oligoquetas não têm recebido a devida atenção em estudos de hidrobiologia (SAMBUGAR, 2007). A identificação, na maioria das publicações, é feita em nível taxonômico pouco refinado, como classe ou família o que representa uma lacuna no conhecimento em nível de espécie. O pequeno tamanho corpóreo, a ausência de estruturas morfológicas peculiares (SAMBUGAR, 2007) e o seu pobre aspecto, definidos por Righi (1984) como “falta de beleza e de comportamentos vistosos” são fatores que contribuem para a falta de interesse pelo grupo por parte de muitos pesquisadores.

Estudos sobre oligoquetas de água continentais na região Neotropical tiveram início a partir do século XIX com a participação de pesquisadores pioneiros como Michaelsen, Stephenson, Beddard, Cognetti de Martiis, Cernovitov, dentre outros (GAVRILOV, 1981). No Brasil, o conhecimento sobre oligoquetas límnicos foi impulsionado pelos estudos taxonômicos de Eveline Du Bois-Reymond Marcus e Ernest Marcus a partir de 1934, e Gilberto Righi no final da década de 1960. Posteriormente trabalhos ecológicos como os de Alves e Lucca (2000), Alves et al. (2006, 2008), Gorni e Alves (2006, 2008a, 2008b, 2012, 2014), Behrend et al. (2009, 2012), Martins e Alves (2008, 2010), Ragonha e Takeda (2014), Ragonha et al. (2014), Gorni et al. (2015), Oda et al. (2015), Petsch et al. (2015), Rodrigues et al. (2013, 2015, 2016) e sobre aspectos da biologia reprodutiva (Lobo e Alves, 2011 a,b), contribuíram para o conhecimento desses invertebrados no Brasil.

Em outras regiões biogeográficas como a Neártica (WETZEL et al., 2006) e a Australasiana (PINDER et al., 2006) o conhecimento sobre oligoquetas tem sido bem estabelecido (MARTIN et al., 2008). Embora um maior número de estudos sobre oligoquetas aquáticos seja observado para estas regiões, nem todos os habitats são igualmente explorados. Em águas subterrâneas (GIANI et al., 2001) e nascentes (DUMNICKA, 2006), por exemplo, a diversidade de oligoquetas é pobremente conhecida.

Nesse contexto, o objetivo deste capítulo foi avaliar as publicações sobre oligoquetas de água doce ao longo do tempo e em diferentes regiões geopolíticas mundiais e, a partir dos

resultados, verificar tendências e fornecer informações que direcionem esforços para suprir as principais lacunas encontradas.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Para a análise quantitativa sobre o tema oligoquetas de água doce foi utilizada a produção bibliográfica obtida entre os anos de 1985 a 2015. O levantamento de dados foi realizado utilizando ISI Web of Science (Thomson Reuters), Scopus e SciELO (Scientific Electronic Library Online) como base de pesquisa. Os termos utilizados para busca foram: “aquatic oligochaet*” or “*water oligochaet*” or tubificid* or naidid* or lumbriculid* or lumbriculus* or tubifex* or clitellat*. Foi selecionada a opção “Título” no tópico de pesquisa avançada, a fim de filtrar apenas trabalhos específicos sobre o tema pesquisado. Foram considerados apenas artigos, revisões, livros e capítulos de livro, notas e breves levantamentos. Resumos de reunião, erratas e material editorial foram excluídos das análises. Todos os documentos encontrados foram analisados um a um e aqueles que, mesmo após selecionar os termos de busca, não tiveram relação com o tema da pesquisa, foram removidos. A pesquisa nas bases de dados foi realizada em agosto de 2016.

As informações analisadas em cada artigo foram: (i) ano de publicação, (ii) número de publicações por país (onde se desenvolveu o estudo), (iii) número de publicações por continente, (iv) área de conhecimento (genética, taxonomia, ecologia, morfologia, bioquímica, parasitologia, outras), (v) tipo de ambiente onde o estudo foi realizado (rio, riacho, lago, reservatório, nascente, água subterrânea, laboratório, outros).

2.3 RESULTADOS

Foram obtidos 2.325 resultados para publicações que continham as palavras chave utilizadas em seus títulos. Desse total, 1.240 (53,33%) tratavam especificamente sobre oligoquetas de água doce, estando o restante relacionado às formas terrestres, marinhas, estuarinas e a outros Clitellata que não oligoquetas, como Hirudinea e Branchiobdellida. Do total de publicações encontradas referentes à oligoquetas de água doce, 33 foram resultantes da busca feita no SciELO, 621 no Scopus e 584 no Web of Science (Figura 1). No entanto, algumas publicações se sobrepuseram a duas ou três bases de dados, sendo um total de 979 publicações analisadas.

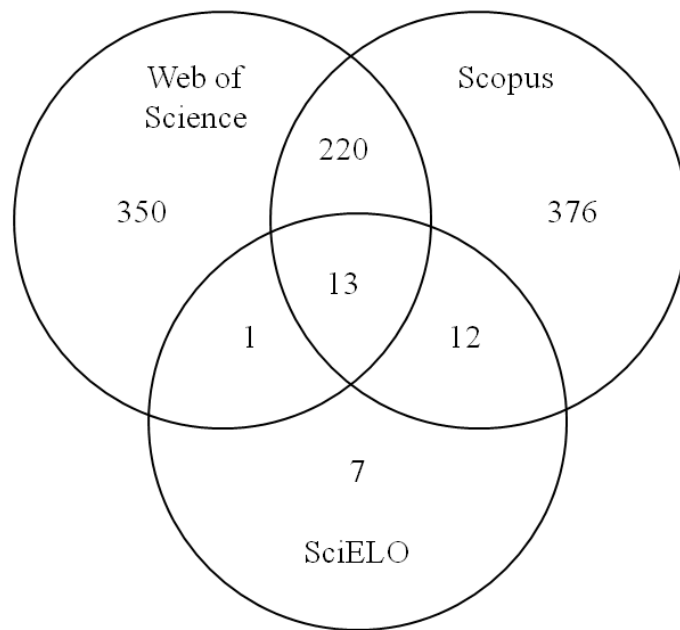


Figura 1: Total de publicações exclusivas e compartilhadas sobre oligoquetas de água doce registradas em cada base de dados entre 1985 e 2015.

Os trabalhos analisados foram publicados principalmente na forma de artigos científicos (97,34%). Os demais foram divididos entre revisões (1,63%), notas (0,82%) e capítulos de livros (0,20%). Esses trabalhos foram publicados em 184 periódicos diferentes, porém a maior parte (cerca de 73%) continha menos de cinco trabalhos. Os periódicos mais frequentes foram *Hydrobiologia* (24,56%), *Environmental Toxicology and Chemistry* (7,63%) e *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (3,66%).

O número de publicações sobre oligoquetas de água doce oscilou ao longo dos anos e não mostrou uma tendência gradual de aumento, sendo 1987 (55 artigos) e 1999 (54 artigos) os anos mais produtivos (Figura 2A). Por outro lado, quando somamos o número de trabalhos a cada dez anos e analisamos o volume de produção por década de estudo, observamos uma tendência no aumento das publicações (Figura 2B).

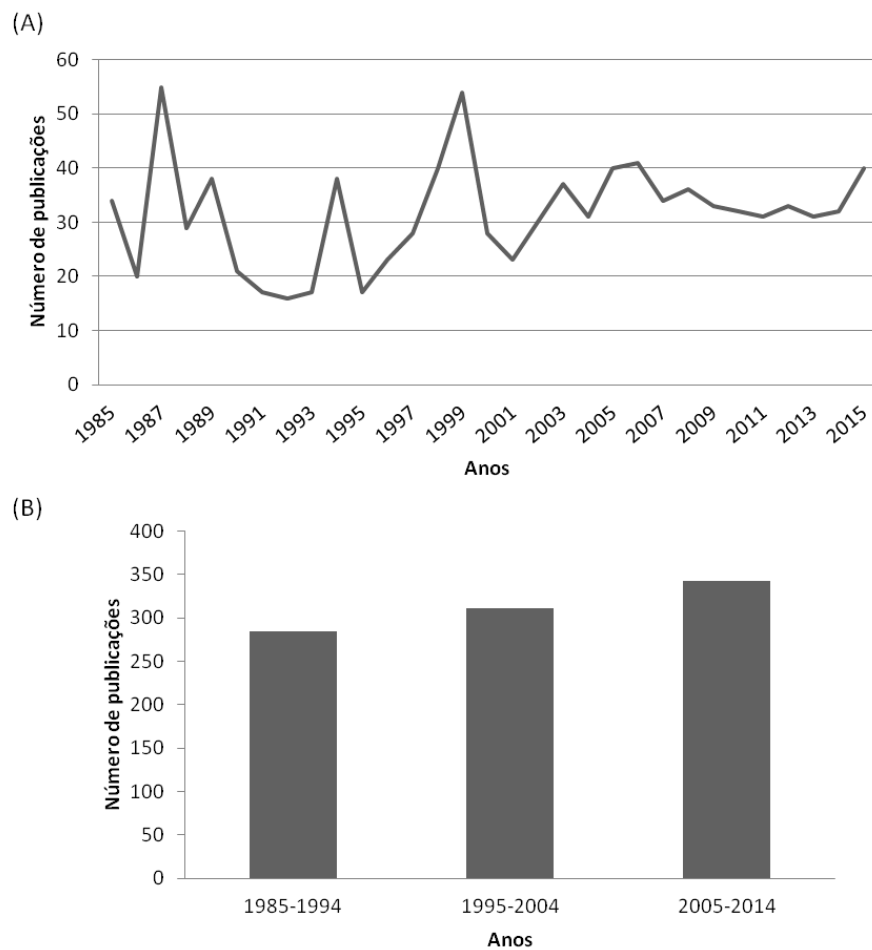


Figura 2: Número de trabalhos sobre oligoquetas de água doce publicados entre 1985 e 2015 (A) e somados a cada dez anos (B).

Trabalhos relacionados à ecologia, ecotoxicologia e taxonomia foram os mais abundantes. “Outros” no tópico categoria de assuntos incluem trabalhos relacionados a oligoquetas como comida para peixes e utilizados na redução de lodo ativado (Figura 3A). O interesse por estudos de ecotoxicologia aumentou ao longo das três décadas de estudo, assim como os estudos sobre taxonomia e Genética/Filogenia (Figura 3B). Dentre as espécies de oligoquetas mais citadas e estudadas estão *Tubifex tubifex* (Müller, 1774), *Lumbriculus variegatus* (Müller, 1774), *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892, *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862 e *Chaetogaster limnaei* Von Baer, 1827, (não necessariamente nesta ordem), principalmente em estudos relacionados à toxicidade, poluição orgânica e parasitismo.

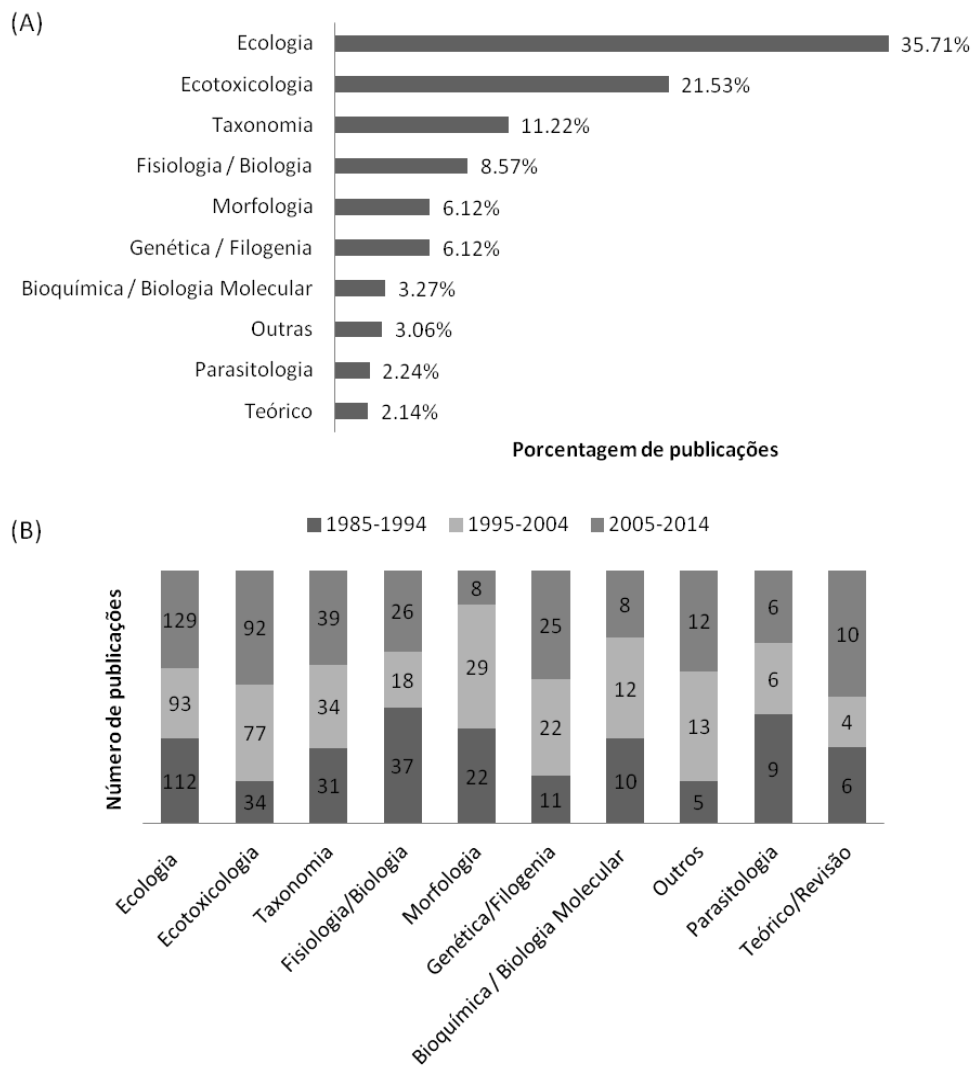


Figura 3: Porcentagem de trabalhos sobre oligoquetas de água doce publicados entre 1985 e 2015 por área de conhecimento (A) e somados a cada dez anos (B). A categoria “Outros” contém trabalhos relacionados a oligoquetas como comida para peixes e utilizados na redução de lodo ativado.

Foram encontrados trabalhos sobre oligoquetas em diversos ambientes aquáticos, como águas subterrâneas, pântanos, cavernas, nascentes, riachos, rios, lagos, reservatórios, além de trabalhos sobre a interação destes vermes com outros organismos (briófitas, macrófitas, bromélias, esponjas, moluscos, anuros, serpentes, peixes). Também encontramos trabalhos teóricos e trabalhos experimentais de laboratório, sendo estes últimos os mais frequentes, com cerca de 50% do total de publicações. Além de estudos empíricos nesses diversos ambientes aquáticos, também encontramos estudos que utilizaram apenas dados bibliográficos como fonte primária de suas pesquisas. Nascentes, corpos d’água de cavernas e

pântanos foram os habitats menos estudados durante os 30 anos de pesquisa, representando menos de 2,5% dos trabalhos publicados (Figura 4).

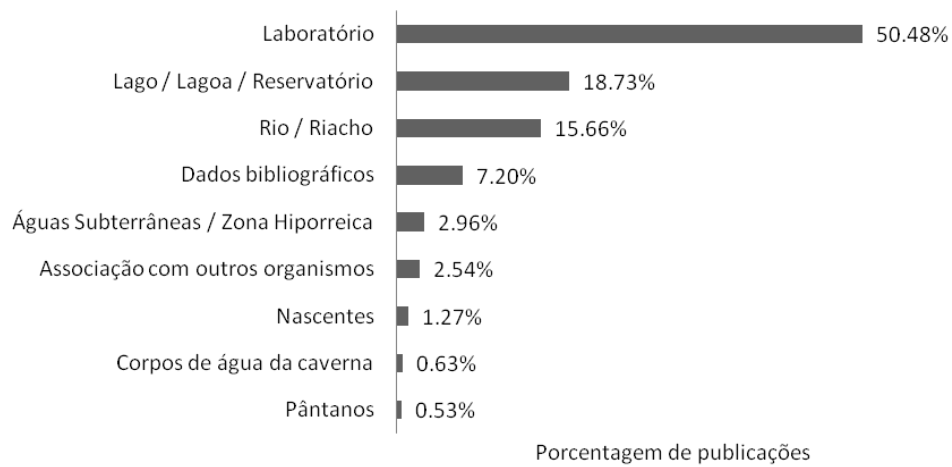


Figura 4: Porcentagem de trabalhos sobre oligoquetas de água doce publicados entre 1985 e 2015 por ambiente/ecossistema onde o estudo foi desenvolvido.

Em escala global, há registros de estudos sobre oligoquetas de água doce em 51 países, dos quais EUA (n=157), França (n=72), Alemanha (n=60), Itália (n=59) e Canadá (n=52) foram os cinco primeiros países que mais publicaram. Brasil e Argentina são os únicos países da América Latina que publicaram mais que 30 trabalhos e aparecem entre os 15 primeiros colocados (Figura 5A). Os maiores percentuais de trabalhos foram registrados no continente europeu, com cerca de 50% do total, enquanto Oceania e África contribuíram, cada um, com menos de 1% de toda a publicação analisada. Aproximadamente 2,5% dos trabalhos analisados não faziam menção de onde o estudo foi conduzido, e por esse motivo foram incluídos na categoria “Indefinido” (Figura 5B).

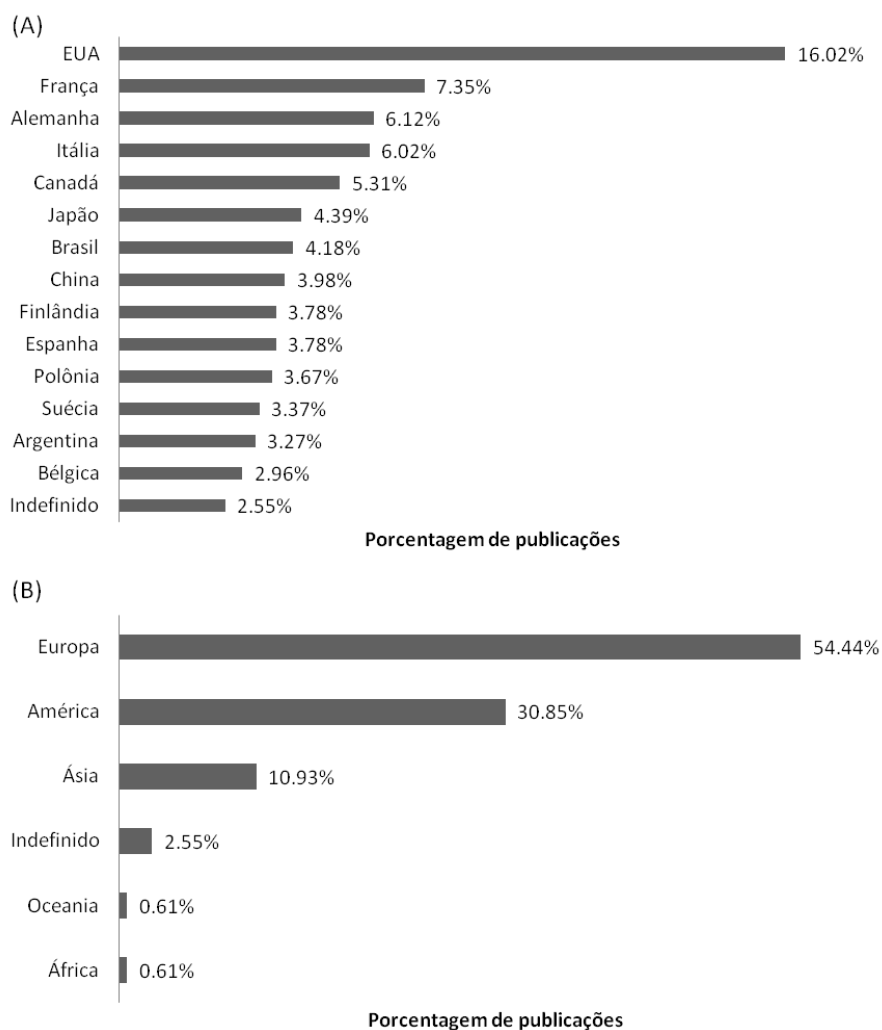


Figura 5: Porcentagem de trabalhos sobre oligoquetas de água doce publicados entre 1985 e 2015 por continente (A) e por países que mais publicaram (15 primeiros) (B).

2.4 DISCUSSÃO

Oligoquetas de água doce têm sido alvo de estudos sobre biodiversidade de ambientes aquáticos em áreas preservadas, biomonitoramento, análise da qualidade da água e testes toxicológicos em muitos países. Portanto, pesquisadores têm publicado seus resultados em uma variedade de periódicos, com diferentes escopos, amplamente distribuídos ou com abrangência restrita, como periódicos regionais ou locais. Isso pode ser evidenciado na pesquisa realizada em três bases de dados diferentes. SciELO é uma base de pesquisa menos abrangente, pois possui apenas periódicos de países da América Latina, além de África do Sul, Espanha e Portugal. Por esta razão um menor número de publicações foi encontrado nessa base de dados. Já Scopus e Web of Science (WoS) são bases mais abrangentes, de caráter mundial e apresentaram número parecido de publicações. A base de dados da WoS

indexa mais de 12.700 periódicos, nas diferentes áreas científicas e a maioria de seus títulos é de idioma inglês (Lopes et al., 2012). Apenas cerca de 2,5% dos títulos são latinos, justificando, assim, o pequeno número de artigos compartilhados com a SciELO. Por outro lado a base de dados da Scopus reúne cerca de 18.000 títulos, tem mais conteúdos europeus que a WoS e inclui mais idiomas para além do Inglês (cerca de 60% de cobertura é de fora dos EUA) (Lopes et al., 2012). Muitas revistas não indexadas na WoS são indexadas na Scopus, por isso encontramos uma maior cobertura de artigos nesta base de dados, assim como um maior número de artigos compartilhados com a SciELO.

De acordo com Brinkhurst (1999) a maioria das publicações até 1970 eram de cunho taxonômico, com descrições de novas espécies e redescritões de espécies já conhecidas. Nos últimos 31 anos (1985-2015) estudos de cunho ecológico tem se destacado sobre as demais áreas de conhecimento, mas trabalhos taxonômicos também continuam crescendo ao longo das décadas pesquisadas. Além disso, há uma forte tendência ao aumento de trabalhos relacionados à ecotoxicologia (Rodriguez & Reynoldson, 2011). O aumento de publicações ao longo do tempo e também sobre determinadas áreas de conhecimento, mesmo que de forma tímida, é um indicativo do aumento de pesquisadores e/ou do aumento de interesse em se pesquisar determinados temas. O aumento quantitativo de publicações também indica o avanço científico, considerando que o número de publicações é uma das medidas mais utilizadas para quantificar a evolução da ciência (Lima-Ribeiro et al., 2007).

Bioensaios e testes de toxicidade foram responsáveis pelo grande número de estudos encontrados em laboratórios e, pelo mesmo motivo, espécies como *Tubifex tubifex*, *Branchiura sowerbyi* e *Lumbriculus variegatus* foram bastante citadas nos títulos das publicações. Essas espécies são modelos para estudos ecotoxicológicos devido à sua alta produtividade e fácil cultivo (Lobo e Alves, 2011a). Trabalhos envolvendo biologia, morfologia, genética e biologia molecular também contribuíram para o grande número de trabalhos desenvolvidos em laboratório.

Estudos que avaliaram oligoquetas em ambientes de nascentes foram menos frequentes, assim como os realizados em pântanos e corpos d'água de cavernas. Sobre nascentes, por exemplo, Cantonati et al. (2012) também afirmam que, em geral, esses ecossistemas são menos frequentemente estudados que outros ecossistemas aquáticos. Sendo assim, requerem maior atenção em futuros estudos oligoquetológicos. Essa raridade de estudos sobre oligoquetas em determinados ambientes aquáticos torna urgente o conhecimento sobre a fauna destes habitats, que estão enfrentando uma crescente degradação pela atividade humana.

Mais da metade de todas as publicações analisadas é europeia. O continente europeu tem 61 países e destes, 30 publicaram sobre oligoquetas de água doce, com grande número de publicações. O continente americano como um todo (América do Norte, Central e do Sul) aparece em segundo lugar, embora os EUA tenham sido responsáveis pelo maior número de publicações. Países da África e Oceania foram sub-representados nos estudos sobre oligoquetas de água doce. Frente a esse resultado, esforços para suprir lacunas nas diversas áreas de conhecimento desses organismos, bem como a conservação dos ambientes aquáticos dessas regiões, fazem-se necessários. Isso porque nesses continentes existem florestas e ecossistemas aquáticos consideravelmente ameaçados (Nicacio & Juen, 2015), representando quase metade (44%) de todos os hotspots definidos mundialmente.

Dentre os países latinos, considerados emergentes ou em desenvolvimento, o Brasil apareceu em primeiro lugar no número de publicações entre 1985 e 2015. A maioria desses estudos foi realizada nos estados de São Paulo, Minas Gerais e Paraná. Muitas espécies de oligoquetas são endêmicas de regiões tropicais, principalmente na América do Sul (Christoffersen, 2010). Estudos para inventariar a fauna e compreender as relações ecológicas entre as espécies e o meio ambiente são muito importantes para a formulação de políticas de preservação da biodiversidade, especialmente em regiões florestadas sob forte ameaça, como os fragmentos de Mata Atlântica no Brasil.

2.5 CONCLUSÃO

De acordo com a revisão da literatura, existem algumas tendências e lacunas no conhecimento sobre os oligoquetas de água doce que merecem atenção. Em primeiro lugar, espera-se que o número de publicações aumente ao longo do tempo e, obviamente, essa foi uma tendência observada a cada dez anos analisados nesse estudo, embora de maneira bastante discreta. Esse aumento no número geral de publicações veio acompanhado de um aumento específico sobre determinadas disciplinas ou áreas de conhecimento, como ecotoxicologia e genética/filogenia. Os trabalhos de taxonomia também cresceram. Muitas descrições, redescrições e reclassificações de espécies tornaram-se mais frequentes ou facilitadas a partir de técnicas moleculares e/ou associadas às morfológicas, através da taxonomia integrativa, que tem se mostrado importante ferramenta nas diversas áreas da biologia. Porém, vale resaltar que, mesmo frente ao pequeno aumento no número de publicações, estudos sobre oligoquetas de água doce ainda são bastante escassos. Mundialmente, o número de especialistas é reduzido e, de maneira geral, a potencial utilização desses vermes em estudos nas diferentes áreas de conhecimento é pouco explorada.

Em segundo lugar destacamos as principais lacunas observadas e que podem estar relacionadas à falta de pesquisadores e à falta de investimentos para pesquisas. O hemisfério Sul tem sido sub-representado em estudos de oligoquetas de água doce, principalmente em países da África e Oceania. Adicionalmente, oligoquetas de água doce merecem ser melhor explorados em alguns ambientes aquáticos, como nascentes, cavernas, pantanos ou outros não citados neste estudo. Frente à quantidade de localidades e ambientes inexplorados ao redor do mundo, a investigação é necessária para aprofundar a compreensão dos oligoquetas de água doce, fornecer informações sobre sua diversidade global e investir esforços para proteger seus habitats.

3 CAPÍTULO 2: INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS SOBRE A FAUNA DE OLIGOQUETAS EM NASCENTES

3.1 INTRODUÇÃO

Nascentes são importantes ecossistemas de água doce que contribuem para a biodiversidade local e regional (CANTONATI et al., 2012) por apresentarem características como insularidade, caráter ecotonal e alta complexidade de habitats. A insularidade e a distribuição isolada das nascentes resultam em um alto nível de endemismo, regulado por fatores ambientais locais específicos e por barreiras físicas e geográficas. A estrutura ecotonal entre a água subterrânea, água superficial e ambiente terrestre, promove uma complexidade de habitats que abrigam alta riqueza de espécies (ROSATI et al., 2016). Essa complexidade é resultante, principalmente, da heterogeneidade do substrato e propriedades físicas e químicas da água.

Essas características despertaram o interesse de diversos pesquisadores e fez com que esses ecossistemas fossem estudados desde longa data (ODUM, 1957; THORUP, 1977; GLAZIER, 1991). No entanto, de acordo com Dumnicka (2006), a composição taxonômica de diversos grupos que vivem em nascentes e suas relações com fatores ambientais é ainda pouco conhecida, cheia de lacunas e por isso há grande necessidade de estudos dedicados à fauna desses ambientes.

Oligochaeta é um dos grupos cujo conhecimento em nascentes é ainda incipiente (ver Capítulo 1). Esses invertebrados podem ser bastante abundantes, chegando a representar 20% da fauna (DUMNICKA, 2006), tendo o substrato como um dos principais fatores reguladores da sua ocorrência e composição (SAMBUGAR, 2007; BOJKOVÁ et al., 2011). As características do substrato são de certa forma, uma expressão da velocidade da corrente (HAHN, 2000) e, dependendo dessa velocidade e de como a água flui para a superfície, diversas tipologias de nascentes foram estabelecidas (SPRINGER; STEVENS, 2009).

Para este estudo consideramos três tipologias: reocreno (um riacho é formado logo após a área de descarga), limnocreno (a água que emerge para a superfície forma poças com ausência de corrente visível) e helocreno (corresponde a áreas alagadas, caracterizadas pelo aparecimento difuso da água e a formação de uma zona brejosa). Com relação a essas tipologias, Sambugar (2007) afirma que oligoquetas são mais ricas e abundantes em nascentes helocrenas devido à sua maior heterogeneidade de microhabitats.

Outro fator importante é a química e física da água. Parâmetros como condutividade elétrica, concentração de nutrientes e minerais estão diretamente relacionados à origem

geológica da área de inserção da nascente (e seu aquífero) (VON FUMETTI et al., 2006) e ao grau de distúrbio (SÄRKKÄ et al., 1997). Bojková et al. (2011), por exemplo, verificaram que a riqueza de clitelados (oligoquetas e hirudíneos) foi negativamente relacionada à condutividade elétrica e positivamente relacionada ao carbono orgânico total e relataram que habitats influenciados por águas alcalinas tendem a ter elevada riqueza de espécies por causa da alta disponibilidade de nutrientes.

Os fatores acima mencionados, combinados com o modo de vida das espécies, geram diferentes padrões de ocorrência e distribuição. Certos padrões determinísticos, como o habitat físico, selecionam espécies por seu nicho ecológico e dessa forma, as comunidades podem ser mais ou menos previsíveis, pois ambientes semelhantes hospedam comunidades similares (ROSATI et al., 2017). Por outro lado, se os ambientes são bem distintos, espécies com diferentes adaptações podem gerar padrões diferenciados de distribuição espacial, resultando em diferentes composições de espécies (MAGURRAN, 2013).

Diferenças na composição de espécies (similaridade/dissimilaridade) e como essas espécies se distribuem no ambiente (uniformidade/dominância) podem ser avaliadas através de medidas de diversidade. A diversidade beta, que avalia a extensão da mudança na composição da comunidade entre áreas (WHITTAKER, 1960) tem sido amplamente utilizada para comparar a biota entre diferentes ambientes. Baselga (2010) propõe que a diversidade beta é o reflexo de dois fenômenos diferentes, aditivos, chamados substituição de espécies (*turnover*) e perda de espécies ou aninhamento (*nestedness*) e que entender esses fenômenos é essencial para analisar a causalidade dos processos que geram biodiversidade e para compreender questões biogeográficas, ecológicas e de conservação.

Nesse contexto, este capítulo tem como objetivo principal avaliar as condições abióticas e da fauna de oligoquetas em nascentes para responder as seguintes questões: (1) existem padrões de composição da fauna de oligoquetas em relação às diferentes tipologias de nascentes? (2) como a diversidade beta é estruturada dentro de cada tipologia? (3) fatores ambientais ou espaciais são mais importantes na estruturação da fauna de oligoquetas em nascentes?

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na região sul-sudeste do estado de Minas Gerais, Brasil (Figura 6). As áreas investigadas apresentam formações de Floresta Ombrófila, Floresta Estacional Semidecidual e Campos Rupestres (IEF, 2017) e com altitudes variando entre 708 e 1994 metros. Foram investigadas 71 nascentes em oito áreas de estudo, localizadas em diferentes municípios de Minas Gerais: Reserva Biológica Municipal Poço D'anta (14 nascentes), Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (4 nascentes), Parque Natural Municipal da Lajinha (3 nascentes), Campus da Universidade Federal de Juiz de Fora (8 nascentes), Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora (5 nascentes), Parque Estadual do Ibitipoca (7 nascentes), Unidades de Conservação da Serra de São José (13 nascentes) e Parque Estadual da Serra do Papagaio (17 nascentes). Todas as nascentes são perenes e pertencem a três tipos hidromorfológicos: helocreno, reocreno e limnocreno (Figura 7). Apenas na Reserva Biológica Municipal Poço D'anta encontramos nascentes de uma única tipologia (helocreno); em cada uma das demais áreas encontramos nascentes das três tipologias.

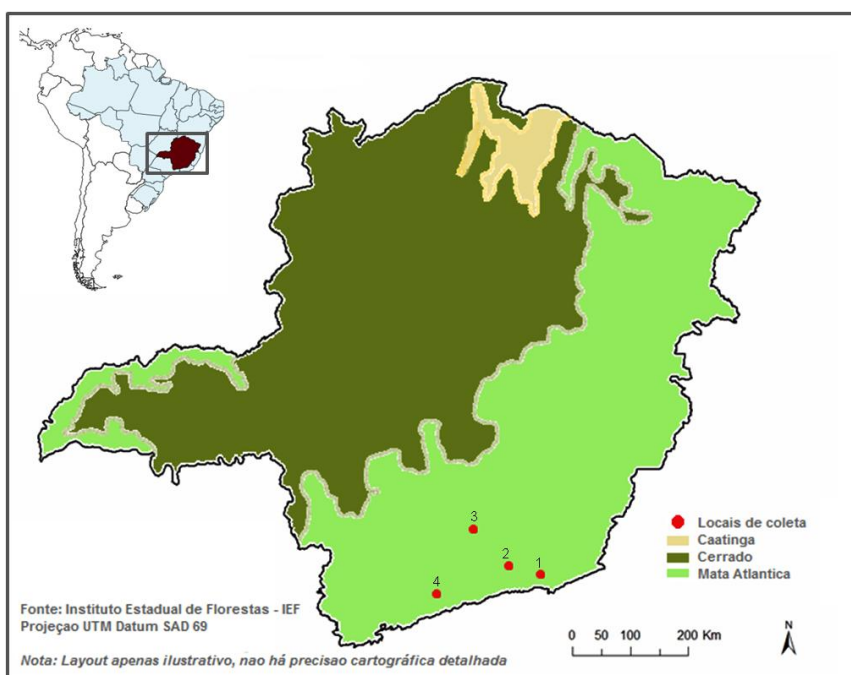


Figura 6: Mapa de localização das áreas de estudo. 1- Município de Juiz de Fora onde estão localizadas a Reserva Biológica Municipal Poço D'anta, Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, Parque Natural Municipal da Lajinha, Universidade Federal de Juiz de Fora e Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora; 2- Parque Estadual do Ibitipoca; 3- Serra de São José; 4- Parque Estadual da Serra do Papagaio.



Figura 7: Classificação morfológica das nascentes amostradas: (A) helocreno, (B) reocreno e (C) limnocreno.

3.2.2 Parâmetros ambientais

Todas as nascentes selecionadas para este estudo foram mapeadas utilizando GPS Garmin MAP 76CSX para a obtenção das coordenadas geográficas e altitude. A profundidade foi medida com régua. Em cada nascente foi obtida uma amostra de substrato para a análise granulométrica e teor de matéria orgânica. Em laboratório, essa amostra foi seca em temperatura ambiente e as frações foram obtidas por peneiramento, através de peneiras de

diferentes aberturas de malha: areia muito grossa ($1\text{ mm} < x < 2\text{ mm}$), areia grossa ($500\mu\text{m} < x < 1\text{mm}$), areia média ($250\mu\text{m} < x < 500\mu\text{m}$), areia fina ($150\mu\text{m} < x < 250\mu\text{m}$), areia muito fina ($73\mu\text{m} < x < 150\mu\text{m}$) e silte/argila ($< 73\mu\text{m}$) (ABNT, 1984). Antes de cada peneiramento foram separados 3 gramas de sedimento para o cálculo da porcentagem de matéria orgânica. Esse sedimento foi colocado em forno mufla a 550°C durante 4 horas. A diferença entre o peso inicial e o final indica a quantidade de matéria orgânica presente no sedimento (ABNT, 1996).

Em cada nascente foram obtidos o pH com medidor Digimed DM-22, a concentração de oxigênio dissolvido (Instrutherm MO-900), a turbidez (Lutron TU-2016), a condutividade elétrica e a temperatura, ambos com o medidor Digimed DM-3P. Todos os valores foram obtidos em réplicas. Cerca de 500ml de água também foram coletados em garrafas de polipropileno para a análise de nutrientes (nitrogênio e fósforo-total e frações), dureza, cloreto, ferro e magnésio. As análises de nutrientes foram realizadas no Laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Federal de Juiz de Fora através de espectrofotometria com diferentes comprimentos de onda de acordo com cada nutriente. As análises de dureza foram realizadas pelo método de titulação com EDTA; cloreto através da titulação com nitrato de prata e os valores de ferro e magnésio determinados por espectrometria de absorção atômica em chama. Todas estas análises foram feitas no Laboratório de Química Analítica e Quimiometria da mesma instituição (maiores detalhes sobre as análises consultar SILVEIRA, 2017).

3.2.3 Amostragem de oligoquetas

As nascentes foram amostradas em junho, julho, agosto e outubro de 2014, todas uma única vez. As coletas foram realizadas durante a estação seca para garantir que todas as nascentes fossem perenes. Outro motivo é que as chuvas podem perturbar e desestabilizar o ambiente, refletindo em uma fauna menos rica e abundante. Apesar de outubro ser considerado mês chuvoso, o ano de 2014 foi atípico, com valores de precipitação cerca de 50% abaixo do esperado (INMET, 2017).

Foram amostradas 29 nascentes do tipo helocreno, 18 do tipo reocreno e 24 do tipo limnocreno com uma rede de mão ($0,01\text{m}^2$, $100\mu\text{m}$ de malha) ao longo de um trecho de 5 metros a partir da zona de extrusão da água. Dentro dos 5 metros foram estabelecidos três pontos para a coleta, como mostrado na Figura 8. Em cada ponto foi feito um arrasto de 10 segundos e a amostra de cada ponto foi preservada individualmente em etanol 70%. Para este estudo considerou-se cada nascente como uma unidade amostral.

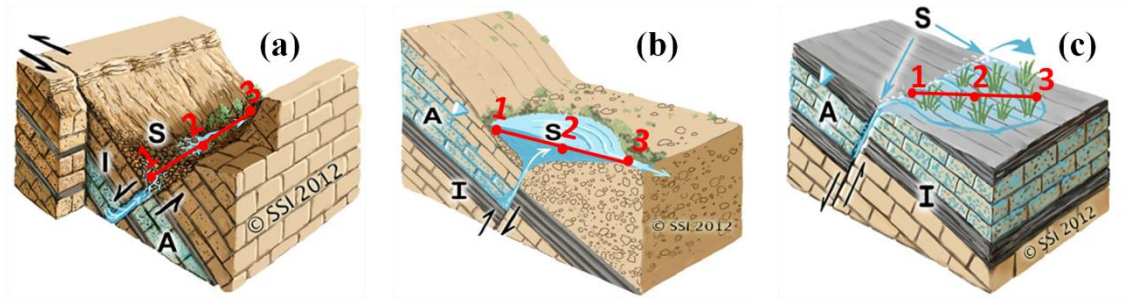


Figura 8: Método de amostragem em nascentes do tipo (a) reocreno, (b) limnocreno e (c) helocreno. Do ponto 1 ao 3= 5 metros. Figuras adaptadas de Springer & Stevens (2009). A= aquífero, I= estrato impermeável, S = nascente.

No laboratório as amostras foram lavadas em água corrente e os oligoquetas foram triados usando estereomicroscópio. Para a identificação foram montadas lâminas semipermanentes com uma mistura de ácido láctico, glicerina e água destilada, na proporção de 1:2:1, observadas em microscópio óptico no maior aumento. As chaves de Righi (1984) e Brinkhurst e Marchese (1989) foram usadas para identificação dos oligoquetas. A nomenclatura taxonômica seguiu Reynolds e Wetzel (2017). Após identificação, as lâminas foram desmontadas e os organismos inteiros foram conservados em etanol 70% e depositados na coleção de oligoquetas do Laboratório de Invertebrados Bentônicos da Universidade Federal de Juiz de Fora.

3.2.4 Processamento dos dados e análises estatísticas

3.2.4.1 Parâmetros ambientais

As variáveis abióticas foram previamente testadas quanto à homogeneidade das variâncias (teste de Levene) e a normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e submetidas a uma Análise de Variância (ANOVA um fator) para verificar diferenças entre as tipologias de nascentes, utilizando o programa Statistica 7 (STATSOFT, INC., 2004).

Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) a fim de ordenar as nascentes em relação às variáveis ambientais (padronizadas pelo desvio padrão) e revelar as variáveis com maior contribuição em cada eixo (1 e 2). A Correlação de Pearson foi realizada entre os escores e as variáveis originais e foram consideradas de maior contribuição as variáveis com correlação $\geq 0,6$. Para essa análise foi utilizado o programa Pcord 5 (McCUNE; MEFFORD, 2006).

3.2.4.2 *Fauna de oligoquetas*

As três amostras obtidas em cada nascente foram agrupadas a fim de fornecerem os valores de abundância total. Apenas nascentes com oligoquetas presentes foram utilizadas para as análises multivariadas (63 nascentes). Como diferente número de nascentes de cada tipologia foi amostrado, os dados de riqueza taxonômica foram padronizados usando rarefação (Mao Tau, 100 aleatorizações), baseadas no menor número de unidades amostrais (18 nascentes-reocreno). Os procedimentos foram realizados utilizando o programa Estimate S 8.2.0 (COLWELL, 2006). ANOVA (um fator) foi aplicada para analisar diferenças na estrutura da fauna (abundância e riqueza) entre as tipologias de nascentes. Os dados foram transformados em $\log(x+1)$ quando não atenderam os pressupostos da análise de variância. Para esta análise foi utilizado o programa Statistica 7 (STATSOFT, INC., 2004).

O escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) foi realizado para ordenar as amostras em relação às tipologias das nascentes com base na abundância logaritmizada ($x+1$) de oligoquetas e selecionando o índice de Bray-Curtis como medida de similaridade. Utilizando essa mesma matriz de dados foi realizado o procedimento de permutação multi-resposta (MRPP) para testar diferenças na composição da fauna entre as tipologias de nascentes. Estas duas análises foram realizadas no programa Pcord 5 (McCUNE e MEFFORD, 2006).

A diversidade beta em cada tipologia de nascente foi calculada a partir de três medidas de diversidade: o índice de dissimilaridade de Sorensen (β_{sor}), o índice de dissimilaridade de Simpson (β_{sim}) e o índice de aninhamento (β_{nes}). A diversidade beta total (β_{sor}) é obtida pela soma dos componentes de substituição (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}). Esta análise foi feita usando a função `beta.multi` do pacote `betapart` (BASELGA et al., 2013) do programa R (R CORE TEAM, 2016).

3.2.4.3 *Relações oligoquetas-ambiente*

A análise de redundância parcial (RDAP) foi aplicada a fim de verificar a importância de variáveis ambientais, espaciais e a influência dos dois fatores compartilhados na estruturação das assembleias de oligoquetas. Os dados de abundância da fauna foram transformados pelo coeficiente de Hellinger, as variáveis ambientais foram padronizadas pelo desvio padrão e as coordenadas geográficas transformadas em graus decimais. A análise de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM) foi realizada a partir da matriz de distância geográfica para extrair os autovetores, usados como variáveis espaciais na RDAP. Os resultados da RDAP foram baseados nas frações ajustadas (R^2) da variação total explicada

pela análise, sendo: [a] variação exclusivamente ambiental, [b] variação compartilhada por fatores ambientais e espaciais, [c] variação exclusivamente espacial e [d] variação residual (não explicada por nenhum dos fatores anteriores). Esta análise foi realizada no programa R (R CORE TEAM, 2016) usando funções do pacote vegan (OKSANEN et al., 2016).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Heterogeneidade ambiental das nascentes

Nascentes do tipo helocreno são mais rasas, com águas mais turvas, ricas em nitrogênio e fósforo total, apresentam sedimentos com predomínio de frações mais finas e ocorrem em áreas de menores altitudes. Nascentes do tipo reocreno diferiram das demais em relação aos maiores valores de oxigênio dissolvido (Figura 9). A Tabela com os valores de todas as variáveis abióticas pode ser consultada no Apêndice A.

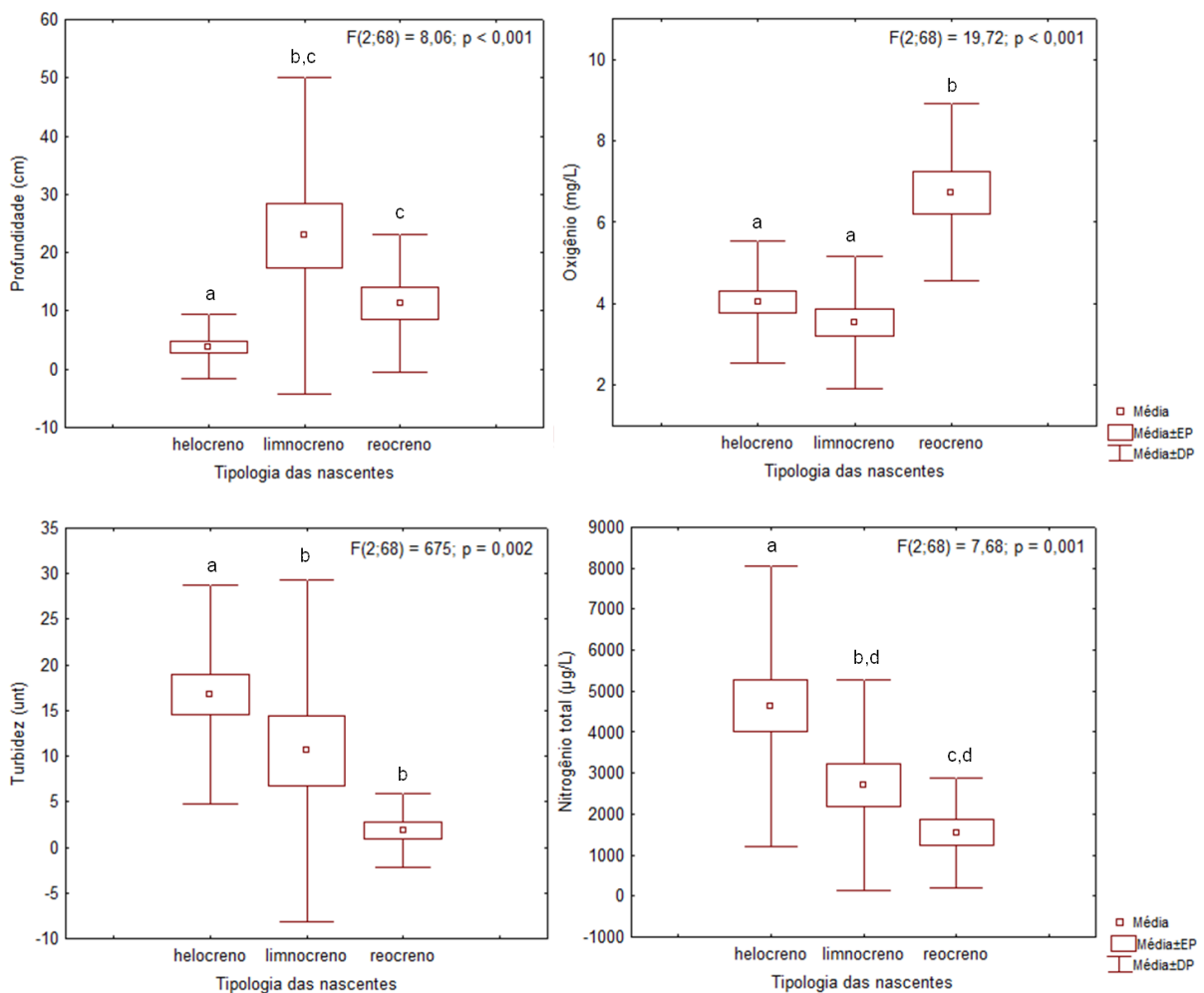
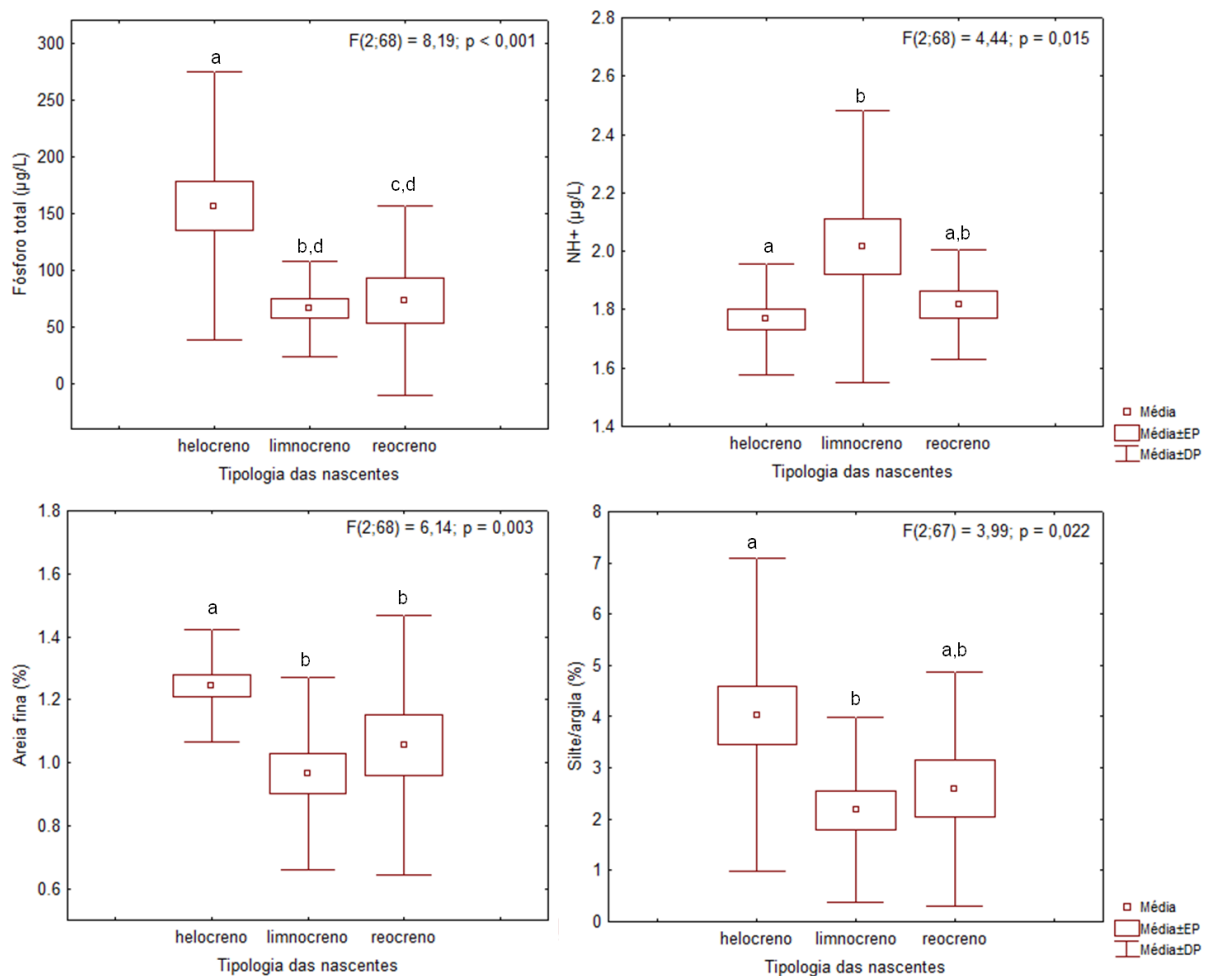


Figura 9: Variáveis ambientais que mostraram diferença significativa entre as tipologias de nascentes estudadas em Minas Gerais, sudeste do Brasil. EP= Erro padrão; DP= desvio padrão.



Continuação da Figura 9: Variáveis ambientais que mostraram diferença significativa entre as tipologias de nascentes estudadas em Minas Gerais, sudeste do Brasil. EP= Erro padrão; DP= desvio padrão.

A porcentagem acumulada de variância explicada pelos dois primeiros eixos da PCA foi de 35,45%. De modo geral, nascentes helocrenas foram positivamente relacionadas às frações médias e finas do substrato, nutrientes totais, ferro e magnésio. Algumas nascentes do tipo limnocreno foram positivamente associadas às frações de nutrientes, condutividade e turbidez enquanto nascentes do tipo reocreno estiveram positivamente relacionadas à profundidade e altitude (Figura 10).

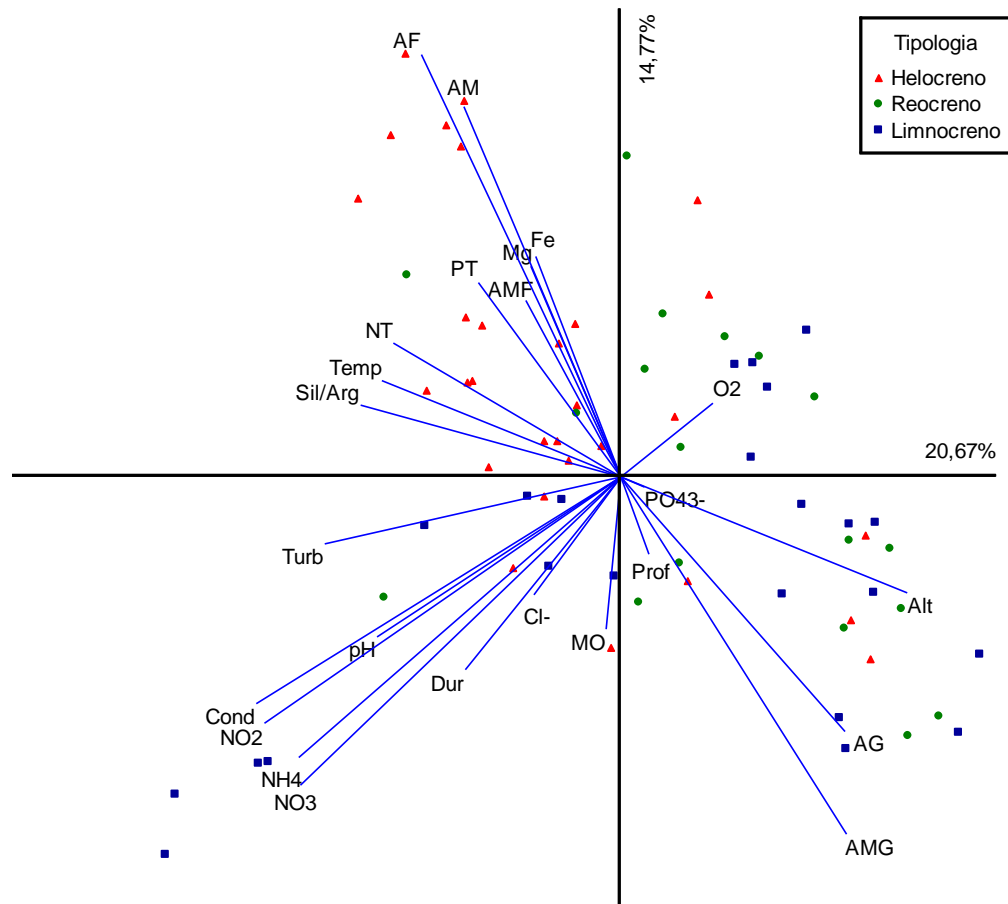


Figura 10: Ordenação das 71 nascentes e 24 variáveis pela Análise de Componentes Principais (PCA).

3.3.2 Estrutura e composição da fauna de oligoquetas

Um total de 4.139 oligoquetas foi identificado, pertencentes a 24 táxons. Os táxons identificados neste estudo são típicos de ambientes lóticos e lênticos e não apresentam distribuição restrita (crenoxenos) ou preferencial (crenofílicos) em nascentes. A quantidade de táxons por nascente variou de um a 10. Os enquiteídeos foram identificados em família, sendo possível distinguir apenas *Achaeta* dos demais morfotipos. Alguns naidídeos também foram identificados somente até gênero (*Bothrioneurum*) e subgênero (*Dero* (*Dero*)). A família Naididae foi a mais diversa, com 17 espécies diferentes e a família Enchytraeidae a mais abundante, representando 57% da abundância total de oligoquetas. O táxon mais frequente foi Enchytraeidae (exclusive *Achaeta*), presente em 56 nascentes e os menos frequentes foram *Pristina sima*, *P. menoni* e *P. synclites*, presentes em apenas 1 nascente. Quatro espécies de *Pristina* não puderam ser identificadas, uma vez que suas características

morfológicas não coincidem com as descrições das chaves de identificação utilizadas, nem foram encontradas em artigos de taxonomia consultados.

Oligoquetas foram mais abundantes em nascentes helocreno (n= 2.848), seguidas por reocreno (n= 830) e limnocreno (n= 461) (Tabela 1, Apêndice B). No entanto, diferenças estatísticas na abundância foram encontradas apenas entre nascentes helocreno e limnocreno (Figura 11a). A rarefação mostrou que, se para cada tipologia fossem coletadas 18 nascentes, a maior riqueza seria encontrada em nascentes do tipo helocreno (S=18,3), seguidas de limnocreno (S=17,5) e reocreno (S=16). Diferença estatística foi registrada apenas entre nascentes do tipo helocreno e limnocreno (Figura 11b).

Tabela 1: Abundância total de táxons em cada tipologia de nascente estudada.

Táxon	Helocreno	Reocreno	Limnocreno
MEGADRILI	15	14	1
AELOSOMATIDAE			
<i>Aelosoma</i> Ehrenberg, 1831	14	6	6
NAIDIDAE			
<i>Chaetogaster diastrophus</i> (Gruithuisen, 1828)	11	19	32
<i>Dero obtusa</i> Udekem, 1855	118	0	5
<i>Dero (Dero)</i> Oken, 1815	5	0	1
<i>Nais communis</i> Piguët, 1906	33	0	0
<i>Nais variabilis</i> Piguët, 1906	58	48	4
<i>Pristina aequiseta</i> Bourne, 1891	4	0	3
<i>Pristina jenkiniae</i> (Stephenson, 1932)	16	80	39
<i>Pristina leidy</i> Smith, 1896	8	13	7
<i>Pristina menoni</i> (Aiyer, 1929)	0	0	4
<i>Pristina osborni</i> (Walton, 1906)	44	8	11
<i>Pristina proboscidea</i> Beddard, 1896	3	0	3
<i>Pristina sima</i> (Marcus, 1944)	0	0	1
<i>Pristina synclites</i> Stephenson, 1925	0	0	1
<i>Pristina</i> sp. 1	63	34	8
<i>Pristina</i> sp. 2	10	3	0
<i>Pristina</i> sp. 3	0	35	22
<i>Pristina</i> sp. 4	7	5	0
<i>Aulodrilus limnobius</i> Bretscher, 1899	25	277	0
<i>Bothrioneurum</i> Stolc, 1886	117	14	8
Tubificine imaturo	357	114	28
ENCHYTRAEIDAE			
<i>Achaeta</i> Cersnosvitov 1935	162	2	2
Demais Enchytraeidae	1778	158	275
Abundância total	2848	830	461

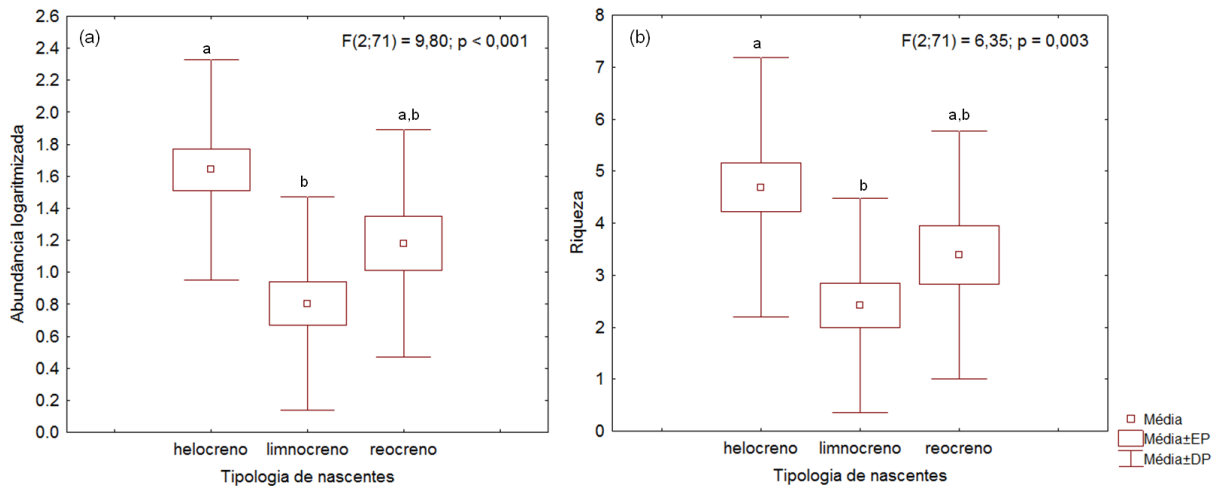


Figura 11: Análise de variância da abundância (a) e riqueza estimada (b) entre as tipologias de nascentes estudadas em Minas Gerais, sudeste do Brasil. EP= Erro padrão; DP= desvio padrão.

A nMDS mostrou que não houve nítida separação das tipologias de nascentes em relação à fauna, mas, de maneira geral, nascentes do tipo helocreno foram mais similares entre si devido à proximidade das amostras no espaço bidimensional plotado. Nascentes das outras tipologias não se ordenaram de forma agrupada (Figura 12). Diferenças na composição de táxons entre nascentes foi observada entre nascentes helocreno e reocreno ($T = -3,45$; $A = 0,02$; $p = 0,01$), helocreno e limnocreno ($T = -2,80$; $A = 0,02$; $p = 0,02$), mas não entre reocreno e limnocreno ($T = 1,78$; $A = -0,01$; $p = 0,99$).

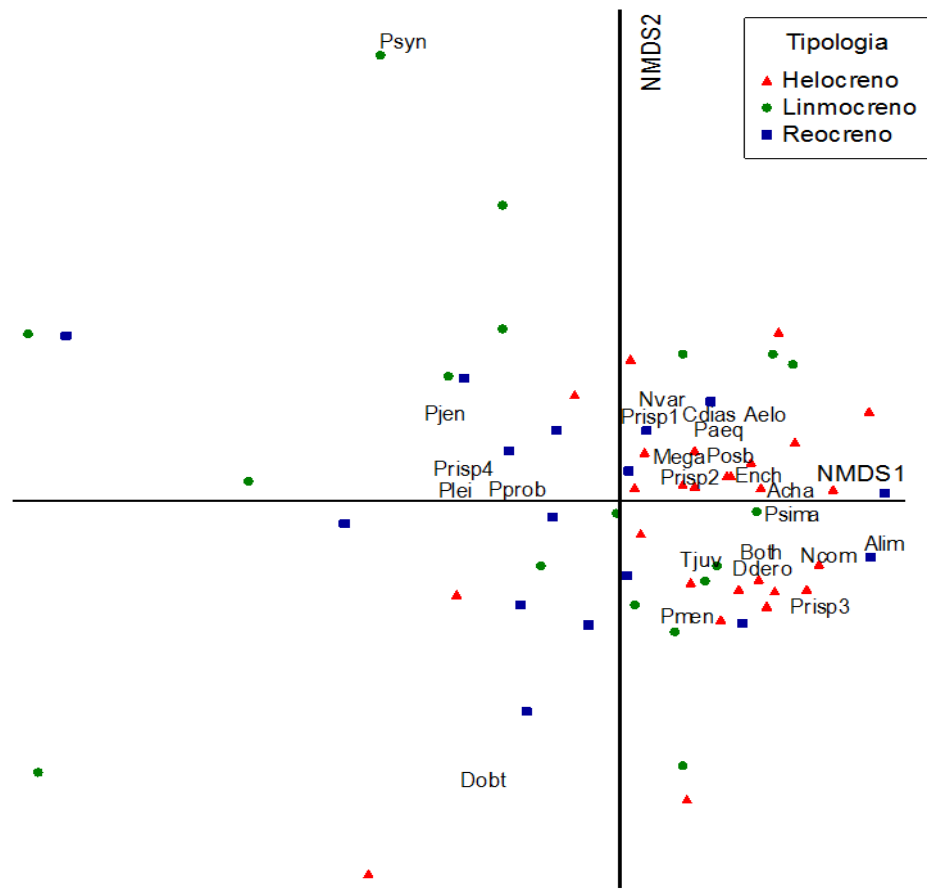


Figura 12: Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS) das nascentes em relação à tipologia. Stress= 0,15.

A diversidade beta foi alta nas três tipologias, indicando que existem dissimilaridades fortes dentro de cada uma delas. Os resultados foram os seguintes: helocreno (0,89; 0,82; 0,07), reocreno (0,86; 0,72; 0,14) e limnocereno (0,90; 0,83; 0,06) para β_{sor} , β_{sim} e β_{nes} , respectivamente. A substituição (β_{sim}) foi o componente que mais contribuiu para diversidade beta nas três tipologias (Figura 13).

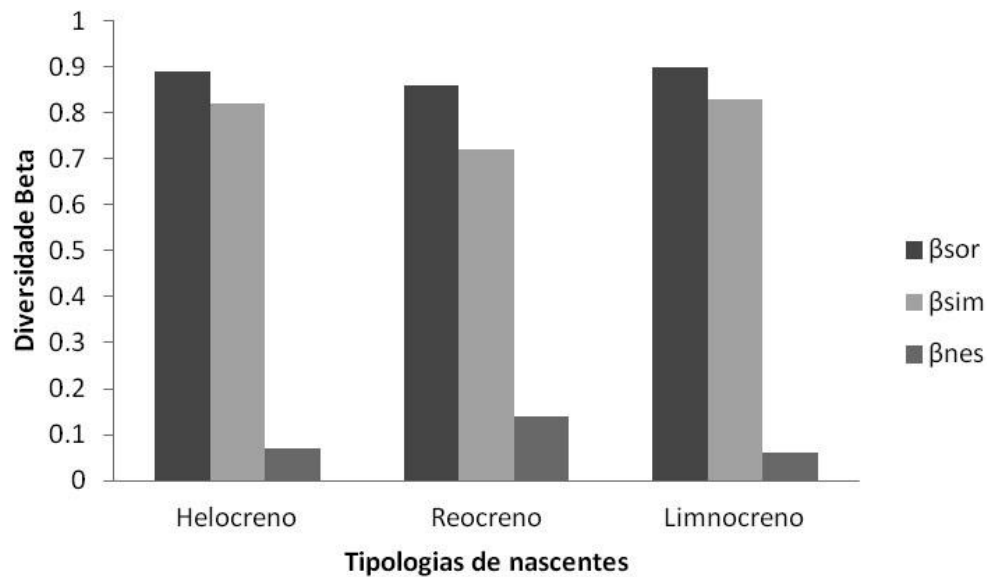


Figura 13: Diversidade beta (β_{sor}) e seus componentes, substituição (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}), para cada tipologia de nascente.

3.3.3 Influência do ambiente e do espaço sobre a fauna de oligoquetas

De acordo com os resultados da análise de redundância parcial (RDAP), o espaço foi mais importante na estruturação da fauna de oligoquetas que variáveis ambientais. O espaço sozinho explicou 10% da variação ($p=0,01$), enquanto 5% da variação total da fauna de oligoquetas foi explicada por variáveis ambientais (NH_4^+ , temperatura e areia fina) ($p=0,01$). A fração ambiental estruturada espacialmente explicou 3% da variação nos dados ($p=0,01$) e as variáveis não medidas (resíduos) representaram 68% ($p=0,01$) (Figura 14).

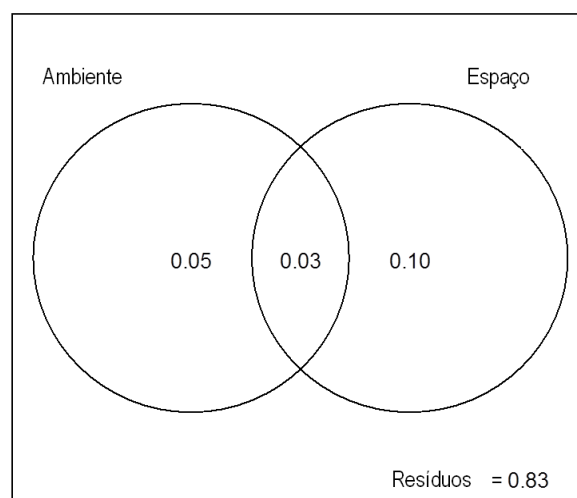


Figura 14: Resultado da RDAP mostrando as porcentagens explicadas pelos fatores ambientais, espaciais, compartilhados e residuais. (PCNMs selecionados: 2, 3, 4 e 7).

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 Assembleia de oligoquetas em nascentes

Os táxons registrados nas nascentes deste estudo são comumente encontrados em outros ambientes aquáticos como riachos (RODRIGUES et al. 2015), lagos (MARTINS et al., 2011), reservatórios (DORNFELD et al., 2006) e rios (RAGONHA et al., 2014), confirmando a informação de que a maioria das espécies de oligoquetas que vivem em nascentes são cosmopolitas e amplamente distribuídas (DUMNICKA, 2009). Dumnicka (2006) também registrou *Achaeta*, *Nais variabilis* e *N. communis* em nascentes da Polônia e classificou essa última espécie como crenofílica. O gênero *Aelosoma*, também foi encontrado por Särkkä et al. (1997) em nascentes naturais na Finlândia.

Alguns táxons foram considerados raros por apresentarem um a dois indivíduos ou por serem registrados em baixa abundância em apenas uma ou duas nascentes, como é o caso de *Pristina sima*, *P. menoni*, *P. aequiseta*, *P. proboscidea* e *P. synclites*. Por outro lado, táxons como Enchytraeidae, Tubificinae juvenil, *Aulodrilus limnobius* e *Pristina jenkiniae* foram bastante abundantes. Essa condição é bastante comum em assembleias naturais (SPITALE, 2012; MAGURRAN, 2013), onde algumas espécies são muito abundantes, outras moderadamente comuns e a maioria raras.

Enchytraeidae foi dominante em nascentes do tipo helocreno. Esta família inclui espécies terrestres e aquáticas que são comumente registradas em ambientes ecotonais como as nascentes (SAMBUGAR et al., 2005; DUMNICKA, 2006; DUMNICKA; BOGGERO, 2007; KOPERSKI et al., 2011). Nascentes helocreno formam áreas alagadas, brejosas, onde a altura da lâmina d'água e o fluxo são muito pequenos. Dessa forma, é muito comum que enquitreídeos terrestres estejam presentes no substrato desse tipo de nascente. Ainda de acordo com Staudacher e Füreder (2007), nascentes exibem forte conexão com a matriz terrestre do entorno, o que justifica a elevada abundância desse táxon também nas demais tipologias.

De acordo com Sambugar (2007) a tipologia da nascente é um dos fatores que afetam a composição e a estrutura da fauna de oligoquetas, sendo as nascentes do tipo helocreno as que apresentam maior abundância, em função da maior heterogeneidade dos substratos e acúmulo de detritos orgânicos. De fato, isso foi observado no presente estudo. Nascentes helocreno foram cerca de três vezes mais abundantes que nascentes reocreno e cerca de seis vezes mais abundantes que nascentes limnocreno, considerando a abundância de cada táxon. Dezesseis dos 24 táxons foram mais abundantes em nascentes helocreno.

A composição da fauna das nascentes helocrenas também diferiu das demais tipologias, como mostram os resultados da MRPP. Bojková et al. (2011) relataram em seu estudo com nascentes na República Tcheca que mudanças na composição de clitelados relacionaram-se principalmente às mudanças no substrato, confirmando o que já foi descrito por vários autores estudando outros grupos de invertebrados (BASS, 2000; HAHN, 2000; VON FUMETTI et al., 2006; SAMBUGAR, 2007; VON FUMETTI e BLATTNER, 2017). No presente estudo foi observado que apenas nascentes helocreno apresentaram valores significativamente diferentes de frações do substrato (finas e muito finas). Isso pode ter gerado condições favoráveis ao estabelecimento de espécies diferentes entre as tipologias. Dumnicka (2006), estudando oligoquetas em nascentes da Polônia encontrou que nascentes com predomínio de substrato fino foram as mais diversas, indicando que esse tipo de substrato é favorável a diferentes espécies de oligoquetas.

Nascentes reocreno e limnocreno não apresentaram diferenças quanto à composição, riqueza e abundância, nos levando a crer que essas tipologias, apesar de apresentarem características próprias, podem exibir microhabitats similares que abrigam uma fauna semelhante. A semelhança faunística pode ser evidenciada pela nMDS, uma vez que não houve separação espacial evidente das nascentes dessas duas tipologias e pelo fato de haverem poucas espécies associadas exclusivamente a uma ou outra tipologia. Zoolhöffer et al. (2000) ao estudarem nascentes na Suíça, observaram que limnocreno e reocreno apresentavam características ambientais em comum além da similaridade de táxons de invertebrados. Von Fumetti et al. (2006) também sugerem que locais com características ambientais similares tenham táxons similares. Neste estudo A PCA mostrou que, de maneira geral, nascentes limnocreno e reocreno ordenaram-se mais proximamente entre si do que com nascentes helocreno, sugerindo maior semelhança ambiental entre essas tipologias.

3.4.2 Importância dos fatores ambientais e espaciais sobre a fauna de oligoquetas

Nossos resultados indicam que os fatores ambientais e espaciais foram significativos na estruturação da fauna de oligoquetas nas nascentes estudadas. Contudo, o espaço desempenhou papel preponderante sobre as variáveis ambientais. Rádková et al. (2014) também encontraram processos espaciais desempenhando principal papel na estruturação das assembleias de clitelados e concluíram que isso está relacionado ao modo de dispersão passiva desse grupo.

Oligoquetas aquáticos têm uma capacidade relativamente baixa de se dispersarem no ambiente. São considerados dispersores passivos e a zoocoria possivelmente é o principal

mecanismo de dispersão (RÁDKOVÁ, 2014). Como nascentes são habitats com baixa conectividade, as chances de oligoquetas chegarem em outras nascentes são pequenas, quando comparados aos insetos, considerados bons dispersores ativos (HORSÁK et al., 2015). Dessa forma, a dispersão passiva parece ser mais estocástica que a dispersão ativa (GRÖNROOS et al., 2013). Maior contribuição puramente espacial também foi observada para outros grupos considerados baixos dispersores, como ostracodas (ROSATI et al., 2017).

Embora com menor contribuição, fatores ambientais locais também foram significativos na estruturação da fauna de oligoquetas. A influência de parâmetros físico-químicos da água e do substrato sobre a fauna de oligoquetas em ambientes aquáticos é amplamente conhecida na literatura (VERDONSCHOT, 2001; BATURINA, 2012). Em nascentes, os poucos estudos indicam que o substrato é o principal fator regulador da estrutura das assembleias (SAMBUGAR, 2007; DUMNICKA, 2006; BOJKOVÁ et al., 2011). Em nosso estudo maior abundância e riqueza de oligoquetas foram registradas em nascentes com predomínio de sedimentos finos, representadas por nascentes do tipo helocreno. Resultados similares foram obtidos por Dumnicka (2006), que além de altas abundâncias, também encontrou maior diversidade em nascentes com maior porcentagem de frações finas de areia.

Dentre os parâmetros da água, íons amônio (NH_4^+) e temperatura foram selecionados na RDA parcial como variáveis importantes na estruturação da fauna. Rádková et al. (2014) também registraram a influência da temperatura sobre a fauna de clitelados em nascentes. Com relação aos íons amônio, sabe-se que Trichoptera são sensíveis a altos teores desse íon (SILVA et al., 2009), mas a relação direta entre NH_4^+ e a fauna de oligoquetas é pouco conhecida. Segundo Dumnicka (2006) a composição e estrutura da fauna de oligoquetas que vivem em nascentes são afetadas por vários fatores ambientais, mas é difícil encontrar relações entre eles devido à complexidade desses fatores. Hahn (2000) ainda afirma que, como nascentes são muito variáveis é impossível correlacionar um único fator com a ocorrência de organismos em nascentes.

A maior parte da variação na composição das espécies entre as localidades das nascentes permaneceu inexplicada (83%). De acordo com Hepp et al. (2012) essa elevada porcentagem da variação não explicada é comum em estudos ecológicos e pode ser atribuído, pelo menos em parte, às variáveis não medidas (GENNER et al., 2004). Essas variáveis podem estar relacionadas ao próprio ambiente aquático ou a fatores ligados ao clima, vegetação, solo, relações bióticas como predação e competição, reprodução das espécies e até mesmo à escala temporal. Os estudos ecológicos tentam compreender os padrões de ocorrência e distribuição das espécies, mas saber com precisão quais fatores são realmente

importantes ainda é um desafio diante da dificuldade de se medir e controlar todos esses fatores, principalmente devido à suas interações.

3.4.3 Diversidade beta e implicações para a conservação

A diversidade beta foi alta dentro das três tipologias de nascentes. O fator mais comum associado com a determinação da diversidade beta é a heterogeneidade ambiental (COSTA; MELO, 2009; MAGURRAN, 2013). Em ambientes heterogêneos, espécies com diferentes requisitos ecológicos geram diferentes padrões de riqueza e composição e a diversidade beta é alta. Em nosso estudo a importância da heterogeneidade ambiental para a diversidade beta fica evidente. Por exemplo, comparamos nascentes de mesma tipologia, distantes entre si e nascentes de mesma tipologia localizadas em uma única área (14 nascentes helocrenas da Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta- resultados não fornecidos neste trabalho). Em ambos os casos a diversidade beta foi alta (0,89 e 0,73, respectivamente), confirmando a heterogeneidade ambiental mesmo em curtas distâncias.

A substituição foi o principal componente responsável pela diversidade beta. De acordo com Baselga (2010), esse componente implica na troca de algumas espécies por outras como consequência da seleção ambiental ou restrições espaciais. Petsch et al. (2015) estudando oligoquetas em diferentes ambientes de uma planície de inundação no sul do Brasil, encontraram que o componente de substituição foi maior em áreas mais heterogêneas. Já Rodrigues et al. (2015) estudando oligoquetas em riachos de primeira ordem no sudeste brasileiro observaram que a substituição e o aninhamento contribuíram de forma similar nos ambientes estudados e que a distância geográfica foi o fator mais importante na composição da fauna. Neste estudo, acreditamos que os dois fatores (heterogeneidade e distância) foram importantes na composição da diversidade beta.

É de grande importância separar os dois componentes a fim de entender os processos subjacentes à beta diversidade. Por exemplo, Baselga (2010) encontrou valores altos e muito próximos de diversidade beta de coleópteros no norte e no sul da Europa e conclui que a diversidade era similar em ambas as áreas. No entanto, quando a diversidade foi particionada em substituição e aninhamento, ficou claro que os processos estruturadores foram diferentes: os padrões de diversidade beta no norte foram resultado tanto da substituição (*turnover*) quanto da perda de espécies (aninhamento), e os padrões de diversidade beta no sul foram quase completamente causados apenas pela substituição de espécies.

Isso trás grandes implicações para a conservação. Apenas um pequeno número de locais mais ricos precisa ser preservado se o padrão aninhado é o mais importante. Por outro

lado, se o padrão de substituição prevalece sobre o aninhado, um grande número de locais diferentes devem ser preservados, independente da riqueza (GERING et al., 2003; BASELGA, 2010). No presente estudo, todas as tipologias apresentaram maior valor do padrão de substituição, e os esforços para a conservação desses ecossistemas devem incluir um grande número de nascentes de todas as tipologias.

3.5 CONCLUSÃO

Baseados nas perguntas iniciais, podemos concluir que nascentes helocreno exibem características particulares de variáveis ambientais e da fauna que as distinguem das nascentes reocreno e limnocreno, mais similares entre si. Também verificamos que os elevados valores de diversidade beta estão associados aos elevados valores do componente de substituição, indicando que poucas espécies são compartilhadas entre nascentes de mesma tipologia. Isso pode ser resultado da heterogeneidade resultante de fatores ambientais locais e gerada pelas distâncias entre as nascentes. Os resultados do nosso estudo ainda mostraram a importância de fatores ambientais e espaciais na estruturação da fauna de oligoquetas em diferentes tipos de nascentes, mas apontou um papel preponderante do espaço sobre o ambiente.

4 CAPÍTULO 3: O ESTADO DE PRESERVAÇÃO DE ALGUMAS NASCENTES DO SUDESTE DA MATA ATLÂNTICA: ANÁLISE ATRAVÉS DE UM PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA

4.1 INTRODUÇÃO

De acordo com o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) através da Resolução nº 303, de 20 de março de 2002 (BRASIL, 2002), nascente ou olho d'água é o local onde aflora naturalmente, mesmo que de forma intermitente, a água subterrânea. Diversos autores (PINTO, 2003; GOUDIE, 2004; GOMES et al., 2005; FELIPPE, 2009) têm proposto conceitos de maior ou menor abrangência, que, quando combinados, definem nascentes como zonas de contato do nível freático com a superfície topográfica, onde a água subterrânea flui de forma perene ou intermitente podendo originar um canal de drenagem (pequenos córregos), áreas brejosas ou pequenos lagos. Também são conhecidas como minas, fio d'água, olho d'água e fontes.

Nascentes são ecossistemas dependentes das águas subterrâneas. Elas aparecem quando o aquífero intersecta com a superfície da terra ou quando a água flui para a superfície através de fraturas de rochas, falhas ou depressões (DEATH et al., 2004). Assim, a localização de uma nascente na paisagem e suas características ambientais como taxa de descarga, permanência do fluxo e química da água são controladas, em parte, pelo aquífero que lhe deu origem (VAN DER KAMP, 1995). Dentre outros fatores que controlam a composição química da água estão o clima, vegetação, composição edáfica e uso e ocupação do solo (PINTO et al., 2012).

A água das nascentes é um recurso natural de altíssimo valor econômico e social, uma vez que muitos setores de atividade humana necessitam dela para desempenhar suas funções. Nascentes também são objeto de interesse por causa do seu valor cultural, educacional e estético (JANUSZ; POCIASK-KARTECZKA, 2017). No entanto a importância das nascentes não está apenas em servir às necessidades básicas do homem, mas em abrigar elevada riqueza de organismos, desempenhando também valor ecológico.

Estima-se que no mundo todo existam cerca de 57×10^6 nascentes (excluindo a Antártica) (GLAZIER, 2009), ou uma média de 4 nascentes por Km^2 . Mesmo que, teoricamente, haja tanta água disponível, inúmeras nascentes são degradadas ou desaparecem em consequência da impermeabilização total ou parcial que ocorre nos centros urbanos, retirada de vegetação ciliar no seu entorno, pisoteio de gado, desvio do seu curso natural e muitos outros fatores (DAVIDE et al., 2004).

Hartnett (2000), por exemplo, afirma que a captação de água para abastecimento foi a principal ameaça a inúmeras nascentes do estado da Flórida, Estados Unidos. A drenagem de terras para atividades agrícolas foi a causa da queda nos níveis do lençol freático que, por sua vez, reduziu o número de nascentes a menos de metade no Planalto Suíço (ZOLLHÖFER, 1999). Também Janusz e Pociask-Karteczka (2017) constataram que, das 246 nascentes estudadas na Polônia nos anos de 1970, apenas 38% mantiveram suas características naturais. Muitas secaram, tiveram um decréscimo na taxa de vazão, apresentaram alterações da composição química da água e perda de espécies nativas da flora em detrimento de espécies invasoras, mostrando o progressivo sinantropismo de algumas nascentes.

A construção de estruturas para a captação de água muitas vezes elimina as características naturais das nascentes, uma vez que impedem a entrada de material vegetal, o livre acesso da fauna e alteram seus microhabitats (Figura 15). Outros fortes motivos que levam à destruição de nascentes estão relacionados à mineração, construção de estradas, edifícios, manejo inadequado dos seus arredores (aplicação de produtos químicos e fertilizantes, tanto na nascente quanto na sua sub-bacia) e extração de água subterrânea (BASCIK et al., 2009).

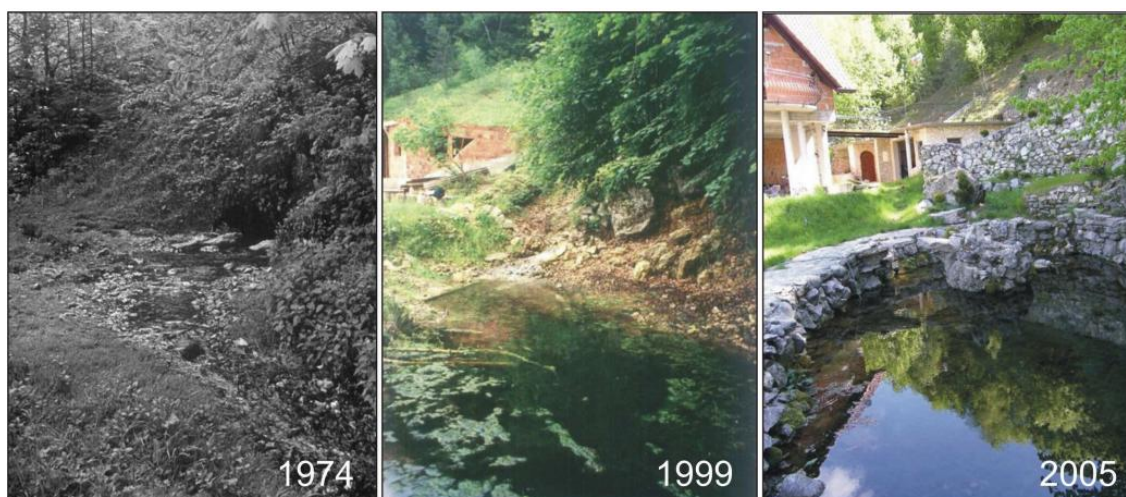


Figura 15: Alteração da paisagem ao redor de uma nascente na Polônia. A saída natural, identificada pela primeira vez em 1974, foi destruída durante a construção civil (final da década de 1990) e depois cercada de concreto e pedra (2005). (Fonte: BASCIK et al., 2009).

No Brasil, existem vários dispositivos legais que visam a proteção de nascentes e regulamentam as formas de uso e as obrigações de proprietários de terra em áreas nas quais elas existem. O Novo Código Florestal Brasileiro- Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012

(BRASIL, 2012) instituiu que, as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, devem ter um raio mínimo de 50 metros. Essas áreas são chamadas “Áreas de Preservação Permanente” ou simplesmente APP. Uma APP pode ser definida como:

Área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. (NOVO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO, Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012).

No entanto, o mesmo Código trata sobre alguns casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em uma APP, onde o órgão ambiental competente pode autorizar tais processos. Também diz que é permitido o acesso de pessoas e animais às APPs para obtenção de água e para realização de atividades de baixo impacto ambiental. Além disso, definiu-se que, em áreas urbanas, nas margens de cursos d'água deve ser respeitada uma faixa mínima de 30 metros para cursos d'água natural, de menos de 10 metros de largura.

Sendo assim, muitas nascentes acabam sendo modificadas ou até mesmo desaparecem para fins que atendam às necessidades humanas. Discute-se, primeiramente, a importância das nascentes para a sociedade, apresentando uma argumentação que embasa a proteção desses ambientes. No entanto existe um apelo muito forte para a “necessidade de proteção não econômica das nascentes” (BASCİK et al., 2009).

Além do motivo econômico/social para a preservação das nascentes, há o motivo ecológico, relacionado à elevada diversidade presente nesses ecossistemas. Nascentes são ricas em espécies e contém grande número de táxons da Lista Vermelha se comparados a outros habitats aquáticos (CANTONATI et al., 2012). Além disso, algumas espécies são especialistas, ou seja, só ocorrem em nascentes (crenobiontes) ou preferencialmente em nascentes (crenofílicas) (ILMONEN et al., 2013) e a deterioração desses ecossistemas pode levar à perda da diversidade local e regional.

Apesar de iniciativas que visam a recuperação e preservação de nascentes como as contidas no documento “Nascentes do Brasil: estratégias para a proteção de cabeceiras em bacias hidrográficas” (BARRETO, 2010), há ainda muitas nascentes desprotegidas. Mesmo em Unidades de Conservação muitas nascentes sofrem pressões antrópicas e naturais. A

construção de trilhas próximas às nascentes em parques abertos à visitação, criação ilegal de gado que pisoteia áreas de nascentes, constantes queimadas, poluição devido à proximidade com centros urbanos ou mesmo diminuição do reservatório de água do lençol freático, são situações que colocam em risco a existência de nascentes e toda a biota associada.

Nesse contexto, o objetivo deste capítulo é avaliar a qualidade ambiental de nascentes a partir de um protocolo de avaliação rápida.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em quatro localidades diferentes no estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil (Figura 16). As nascentes estavam localizadas tanto em áreas públicas quanto particulares e em Unidades de Conservação (UCs) (Tabela 2). A descrição detalhada de cada área pode ser vista em seguida.

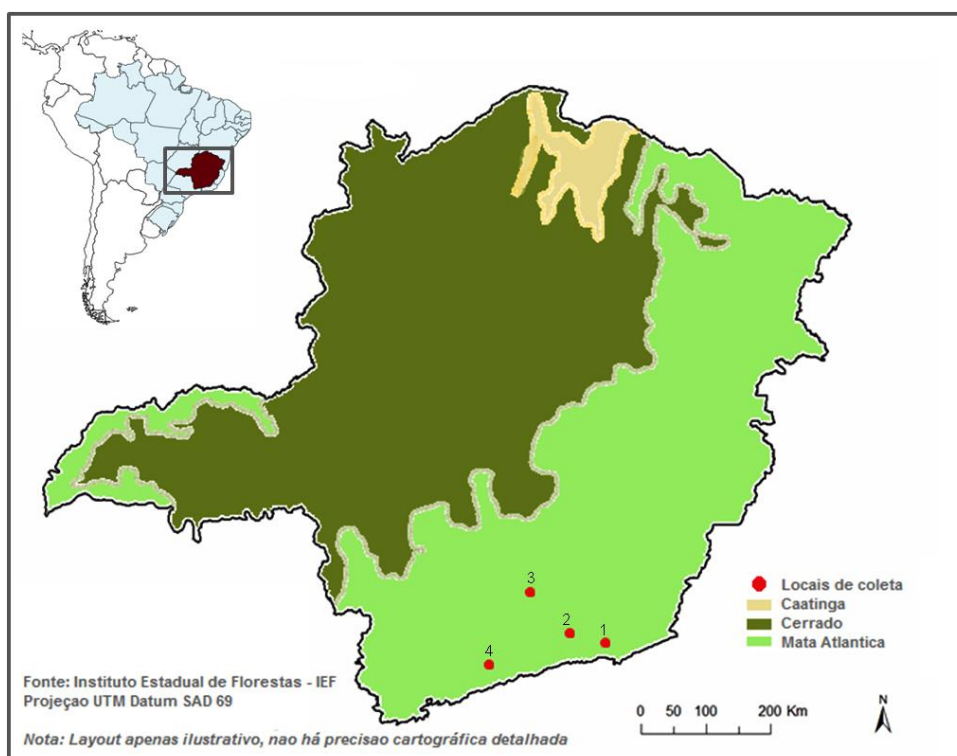


Figura 16: Mapa de localização das áreas de estudo. 1- Município de Juiz de Fora onde estão localizadas a Reserva Biológica Municipal Poço D'anta, Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, Parque Natural Municipal da Lajinha, Universidade Federal de Juiz de Fora e Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora; 2- Parque Estadual do Ibitipoca; 3- Serra de São José; 4- Parque Estadual da Serra do Papagaio.

Tabela 2: Classificação e localização das nascentes estudadas no estado de Minas Gerais, Brasil.

PROTEÇÃO INTEGRAL		MUNICÍPIOS
Reserva Biológica	Reserva Biológica Municipal Poço D'anta	Juiz de Fora
	Reserva Biológica Municipal Santa Cândida	Juiz de Fora
Parque	Parque Estadual do Ibitipoca	Lima Duarte
	Parque Estadual da Serra do Papagaio	Aiuruoca, Alagoa, Baependi, Itamonte e Pouso Alto
	Parque Municipal da Lajinha	Juiz de Fora
Refúgio de Vida Silvestre	Refúgio Estadual de Vida Silvestre Libélulas da Serra de São José	Tiradentes, Prados e Santa Cruz de Minas
USO SUSTENTÁVEL		
Área de Proteção Ambiental	Área de Proteção Ambiental São José	Tiradentes, Prados, Coronel Xavier Chaves, São João Del Rei e Santa Cruz de Minas
ÁREA PÚBLICA		
	Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF)	Juiz de Fora
	Jardim Botânico da UFJF	Juiz de Fora
ÁREA PARTICULAR		
	Três nascentes na Serra de São José	Tiradentes

* Neste estudo “Serra de São José” é um termo usado para designar tanto áreas protegidas por lei (Refúgio Estadual de Vida Silvestre Libélulas da Serra de São José e Área de Proteção Ambiental São José) quanto áreas situadas nas cidades que compreendem a Serra.

1- Reserva Biológica Municipal Poço D'anta (PDAN- 21°45'S, 43°20'W): é constituída por um fragmento remanescente de Mata Atlântica em estágio de sucessão secundária e possui área de 277 hectares, com altitudes entre 800 e 950 m. É uma Reserva situada em área urbana no município de Juiz de Fora, sudeste de Minas Gerais. A maior parte da mata é ocupada por Florestal Estacional Semidecidual, com mata de brejo ao longo dos cursos d'água e nascentes. A microbacia hidrográfica da Reserva é responsável pelo fornecimento de água a 1% da população de Juiz de Fora. A reserva é uma área de extrema importância biológica (SANTIAGO et al., 2007), sendo os efeitos da urbanização, como a fragmentação de habitats, a poluição e a extração de produtos florestais os principais impactos antrópicos na área.

2- Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (SCAN- 21°41'20''S e 43°20'40''W): é constituída por um fragmento florestal remanescente de Mata Atlântica em estágio de sucessão secundária, classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana, com aproximadamente 113 hectares e altitude de cerca de 800 metros, situada em perímetro urbano no município de Juiz de Fora, sudeste de Minas Gerais. Os principais impactos na SCAN são resultantes da cultura cafeeira, incêndios e utilização das suas áreas para pastagens.

3- Parque Natural Municipal da Lajinha (PLAJ- 21°47' S e 43°22' W): está localizado em perímetro urbano no município de Juiz de Fora, sudeste de Minas Gerais, com uma área de aproximadamente 680.000 m² e cerca de 900 metros de altitude. A área é ocupada parcialmente por um remanescente da Mata Atlântica caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual de Montana. O PLAJ é aberto à visitação, mas o acesso às nascentes não é permitido. O maior problema é a invasão do Parque e acesso ilegal a algumas nascentes, registrado pela presença de lixo no local.

4- Parque Estadual do Ibitipoca (IBIT- 21°42' S e 43°53' W): faz parte do Complexo da Mantiqueira e está localizado no Distrito de Conceição de Ibitipoca, Município de Lima Duarte, Sudeste de Minas Gerais. A área do Parque é de 1.923,5 hectares e a altitude varia entre 1.200 e 1.800 m. A cobertura vegetal da área é heterogênea, com predomínio de campos rupestres. Diversas nascentes são encontradas na Serra do Ibitipoca, divisora das bacias dos rios Grande e Paraíba do Sul. De acordo com a Fundação Biodiversitas (2005) o Parque é uma área de especial importância biológica, sendo o turismo a maior pressão antrópica efetuada sobre a área.

5- Parque Estadual da Serra do Papagaio (SPAP- 22°10'57" S e 44°43'24" W): faz parte do corredor sul da Mata Atlântica que integra o Parque Nacional do Itatiaia e a Área de Proteção Ambiental da Mantiqueira e está situado nos municípios de Aiuruoca, Alagoa, Baependi, Itamonte e Pouso Alto, no sul de Minas Gerais. A área do Parque é de 22.917 hectares e a altitude varia entre 1.200 e 2.360 metros. A vegetação do Parque consiste de remanescentes de Floresta Atlântica, com predomínio de Campos de Altitude e Floresta Ombrófila Mista. No interior do Parque são encontradas nascentes de alguns dos principais afluentes do Rio Grande, que abastece e gera energia para os centros urbanos de Minas Gerais e São Paulo. A região do Alto Rio Grande/Aiuruoca figura como uma área de muito alta importância biológica, e os principais impactos no Parque são a utilização de suas áreas para pastagem, incêndios, caça, uso inadequado de trilhas, extração de madeira e de produtos não madeireiros.

6- Unidades de Conservação da Serra de São José (SJOS- 21°02' S e 44°15' W): a Serra de São José faz parte do sistema da serra da Mantiqueira e está localizada nos municípios de Tiradentes, Prados, Coronel Xavier Chaves, São João Del Rei e Santa Cruz de Minas, no sudoeste de Minas Gerais. O mosaico de unidades de conservação da Serra de São José é constituído pela Área de Proteção Ambiental (APA) São José e pelo Refúgio Estadual de Vida Silvestre Libélulas da Serra de São José. A SJOS apresenta 12 Km de extensão, 4.758 hectares de áreas protegidas e possui altitude de cerca de 1.400 metros. A formação vegetal desta área é constituída por Campos Rupestres e Floresta Estacional Semidecídica Montana. A face norte aloja as nascentes de vários cursos d'água, essenciais para o abastecimento da população local. A Serra figura como uma área de extrema importância biológica, sendo as queimadas, os desmatamentos para ampliação de pastagem e a expansão urbana as principais influências antrópicas na área. Além das nascentes localizadas nas Unidades de Conservação, algumas nascentes em propriedades particulares também foram avaliadas.

7- Campus da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF- 21°46'S 43°22'O): é uma área pública e está localizado em perímetro urbano de Juiz de Fora, sudeste de Minas Gerais. A construção do campus da UFJF, entre as décadas de 1960 e 1970, culminou num intenso processo de alteração das condições do terreno que alterou também a dinâmica hidrológica local, uma vez que várias nascentes foram aterradas. As nascentes da UFJF localizam-se em um terreno extremamente alterado, com altitude em torno de 678 metros. A área é

considerada um ecossistema emergente e baixa diversidade vegetal (CARVALHO et al., 2014).

8- Jardim Botânico da UFJF (JBOT- 21°43'55" S; 43°22'16" W): é uma área pública pertencente à Universidade Federal de Juiz de Fora. É um remanescente urbano de Mata Atlântica constituído por um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana. O Jardim Botânico possui uma área estimada em 87 hectares, que se integra ao maior fragmento florestal denominado “Mata do Krambeck”, com área total de aproximadamente 370 hectares, localizado no perímetro urbano da cidade de Juiz de Fora, sudeste de Minas Gerais. O maior impacto está relacionado à pressão da crescente urbanização adjacente, resultando em recorrentes perturbações antrópicas como queimadas, cortes seletivos de madeira e introdução de espécies exóticas.

4.2.2 Protocolo de avaliação de impacto ambiental

A qualidade ambiental das nascentes foi analisada de forma macroscópica, visualmente, através da aplicação do protocolo de avaliação de impacto ambiental de Gomes et al. (2005). Esse protocolo fornece um índice de impacto ambiental gerado a partir do somatório das pontuações de 13 parâmetros (Tabelas 3 e 4). Esses parâmetros estão relacionados à qualidade da água e à paisagem e ocupação do entorno. O valor máximo encontrado é 39, indicando ótimas condições ambientais e o valor mínimo é 13, indicando péssimas condições ambientais.

A visitação ocorreu nos meses de junho, julho, agosto e outubro de 2014 em 77 nascentes, no entanto a avaliação foi feita em 71 nascentes, porque seis delas estavam totalmente secas.

Tabela 3: Parâmetros do protocolo de avaliação de impacto ambiental e suas respectivas pontuações.

PARÂMETRO	PONTUAÇÃO DO PARÂMETRO		
	1	2	3
Cor da água	Escura	Clara	Transparente
Odor	Cheiro forte	Cheiro fraco	Sem cheiro
Materiais flutuantes	Muito	Pouco	Sem material flutuante
Espumas	Muita	Pouco	Sem espumas
Óleos	Muito	Pouco	Sem óleos
Esgoto	Doméstico	Fluxo superficial	Sem esgoto
Vegetação (preservação)	Alta degradação	Baixa degradação	Preservada
Lixo ao redor	Muito	Pouco	Sem lixo
Uso por animais	Presença	Apenas marcas	Não detectado
Uso por humanos	Presença	Apenas marcas	Não detectado
Proteção do local	Sem proteção	Com proteção (mas com acesso)	Com proteção (mas sem acesso)
Proximidade com residência ou estabelecimento	Menos de 50 m	Entre 50 e 100 m	Mais de 100 m
Tipo de área de inserção	Ausente	Propriedade privada	Parques ou áreas protegidas

Tabela 4: Classificação das nascentes quanto aos impactos (visuais).

CLASSE	SOMATÓRIO DA PONTUAÇÃO DE CADA PARÂMETRO
Ótima	37-39
Boa	34-36
Razoável	31-33
Ruim	28-30
Péssimo	< 28

4.3 RESULTADOS

De modo geral, as nascentes estudadas encontram-se bem preservadas, com nenhuma ou pouca alteração nos parâmetros relacionados à qualidade da água, à paisagem e ocupação do entorno. Das 71 nascentes estudadas, 55 tiveram classificação “ótima”, o que corresponde a cerca de 77%. Seis nascentes foram classificadas como “boa”, nove como “razoável” e apenas uma como “ruim”. Nenhuma nascente foi enquadrada na categoria “péssima”.

Os parâmetros que mais contribuíram positivamente foram os relacionados à qualidade da água, como “materiais flutuantes”, “espuma” e “esgoto”, por atingirem pontuação máxima 3 (ausência). Por outro lado o parâmetro “proteção do local”, relacionado com a localização e o entorno das nascentes foi o que mais contribuiu negativamente por ganhar pontuação 1 (sem proteção) e 2 (com proteção, mas com acesso). Além deste parâmetro, algumas nascentes

estavam localizadas a menos de 50 metros de edificações e, portanto, foram também mal pontuadas.

Todas as nascentes localizadas em UCs tiveram sua classificação dentro da faixa de "ótima" e "boa", com exceção das nascentes do Parque da Lajinha, classificadas como "razoável". UFJF, Parque da Lajinha e algumas nascentes em áreas particulares da Serra de São José foram as áreas com maior alteração na qualidade ambiental (Apêndice C).

Algumas nascentes foram totalmente alteradas para a construção de edificações, como é o caso das nascentes 6 e 7 da Serra de São José (Figura 17). Essas nascentes estão localizadas numa área particular denominada Balneário Águas Santas que tem a maior vazão de água mineral conhecida no Estado de Minas Gerais (1.318.680 litros/dia), com propriedades radioativas e termais. Apesar da interferência antrópica no entorno das nascentes, estas foram classificadas como razoável devido à boa qualidade visual da água.



Figura 17: Edificações nas nascentes 6 (A) e 7 (B) da Serra de São José.

As nascentes 1, 2 e 3 da UFJF estão localizadas na Praça Cívica e a nascente 8 está localizada no estacionamento da Faculdade de Educação Física e Desportos, na mesma instituição. Todas estas tiveram classificação razoável, por apresentarem vegetação circundante degradada, proximidade com edificações, ausência de proteção e com fácil acesso por pessoas e animais (Figura 18).



Figura 18: Nascentes 1 (A), 2 (B) e 8 (C) da UFJF.

As nascentes do Parque da Lajinha estão separadas de uma avenida apenas por uma cerca de arame, o que possibilita a entrada, mesmo que esporádica, de pessoas. Foi constatada presença de lixo (latinhas, embalagens plásticas) próximo às nascentes, fato que contribuiu para menores pontuações no protocolo. Além da presença de lixo, características físicas da água também estavam alteradas, como a cor e o odor.

4.4 DISCUSSÃO

Conforme os resultados obtidos no protocolo de avaliação, grande parte das nascentes apresentou ótima qualidade ambiental. Entende-se por qualidade ambiental a conservação ou preservação das características naturais de um ambiente. Isso pode ser explicado pela localização da maioria das nascentes em Unidades de Conservação que, mesmo apresentando algum tipo de alteração na paisagem, (trilhas, incêndios) mantiveram suas características naturais no entorno das nascentes, principalmente com relação à vegetação ciliar e o difícil acesso.

As Unidades de Conservação são importantes áreas de pesquisa e importantes instrumentos de proteção da fauna, flora, microorganismos, corpos d'água, solo, clima, paisagens, e todos os processos ecológicos pertinentes aos ecossistemas naturais (MMA,

2008). Para Donadio et al. (2005), os recursos hídricos estão mais protegidos quando inseridos em florestas não perturbadas, como ocorrem em muitas UCs, de forma que o monitoramento hidrológico dessas regiões serve como referência na comparação com áreas impactadas.

Por outro lado, muitas UCs estão inseridas em grandes centros urbanos e, apesar da sua importância para proteção e manutenção ecológica, não se pode ignorar os efeitos da urbanização do entorno. Neste estudo o Parque da Lajinha foi a única UC onde as nascentes tiveram classificação “razoável”. A localização das nascentes é próxima à avenida de tráfego intenso e, apesar da cerca que delimita o Parque, o acesso à elas é relativamente fácil. Apesar de estarem localizadas em áreas teoricamente protegidas essas nascentes são vulneráveis às transformações que o ambiente urbano lhes impõe.

Felippe (2009) estudando nascentes em UCs na área metropolitana do município de Belo Horizonte (MG) e utilizando o mesmo protocolo de Gomes et al. (2005) encontrou resultados preocupantes, onde um dos três Parques estudados chegou a apresentar 58,3% das nascentes classificadas nas categorias “ruim” (25%) e “péssima” (33,3%). Sendo assim, embora UCs em área urbana possam exercer importante função na proteção e manutenção do equilíbrio ambiental local, não garante que a qualidade ecológica de nascentes esteja assegurada.

Com o crescimento e a urbanização das cidades, as APPs estão sujeitas a diferentes pressões antrópicas, podendo apresentar elevado grau de degradação ambiental de seus habitats e comunidades biológicas. A proximidade com edificações, o livre acesso e falta de proteção de algumas nascentes estudadas foram parâmetros observados principalmente em nascentes consideradas urbanas, como as da UFJF.

Mesmo que o Código Florestal Brasileiro institua um raio de 50 metros em torno das nascentes onde a vegetação deva ser mantida em condições naturais, em algumas áreas estudadas foi constatada a construção de edificações a menos de 50 metros das nascentes e total ou parcial retirada de sua vegetação. Mesmo em centros urbanos as APPs devem ser respeitadas para garantir a proteção das áreas de recarga subterrânea e integridade das nascentes.

A utilização direta da água de nascentes para uso humano foi detectada em duas nascentes da Serra de São José, com finalidade recreativa (Balneário Águas Santas) e em uma nascente do Poço D’Anta, com finalidade de irrigação e consumo direto. Todas essas atividades contemplam as necessidades e bem estar do homem, mas podem causar o desaparecimento de toda ou quase toda a biota aquática presente. As demais nascentes

localizadas em áreas particulares (nascentes 8, 10 e 11 da Serra de São José) apresentaram classificação “boa” no protocolo.

Por fim, a proteção efetiva das nascentes vai além do status legal. Talvez o fator mais importante seja a educação e a conscientização da população sobre a essência do por que devemos preservar as nascentes.

4.5 CONCLUSÃO

Se considerarmos os parâmetros da qualidade da água, as nascentes estudadas estão em boas condições de preservação, mas se avaliarmos sua inserção na paisagem, muitas não atendem às disposições legais estabelecidas para as APPs. A retirada da vegetação ao redor, falta de proteção e livre acesso foram os principais problemas vistos durante o estudo.

Na realidade, estratégias e discussões sobre a conservação e preservação de nascentes estão particularmente ligadas à dimensão econômica da água, muitas vezes gerando um conflito entre os interesses do homem e a natureza. Por esta razão, é importante uma abordagem holística em discussões e tomadas de decisão que envolvam a proteção de nascentes.

De maneira geral, podemos destacar a importância das Unidades de Conservação que, mesmo enfrentando problemas com incêndios, criação ilegal de gado e até mesmo problemas financeiros, desempenham relevante papel na manutenção da qualidade ambiental de suas nascentes. Nascentes localizadas em áreas desprotegidas são muito mais vulneráveis às pressões antrópicas.

A utilização de protocolos de avaliação rápida para a avaliação ecológica de nascentes tem sido feita por diversos pesquisadores e os protocolos tem se mostrado apropriados para diversos ambientes aquáticos, pois esse método é considerado de baixo custo, rápido e de fácil interpretação, útil nas tomadas de decisão sobre áreas prioritárias para conservação e no monitoramento de ambientes aquáticos.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos no Capítulo 1 mostraram que países do hemisfério Sul são sub-representados nas pesquisas sobre oligoquetas de água doce e que habitats como nascentes, cavernas e pântanos são menos estudados que outros ambientes aquáticos. Além disso, a pesquisa mostrou que há uma oscilação no número de publicações sobre oligoquetas aquáticas e uma pequena estagnação entre 2009 e 2014, o que mostra, a necessidade de investir esforços para direcionar os estudos sobre oligoquetas aquáticas em países e habitats menos representados a fim de suprir as lacunas no conhecimento sobre este grupo.

Considerando os estudos de oligoquetas em nascentes, até a presente data nenhum trabalho foi publicado no Brasil, sendo esta pesquisa a primeira contribuição nesse sentido. Variáveis ambientais locais e espaciais foram elementos importantes para explicar a variação da comunidade em nascentes de localidades diferentes como apresentado no Capítulo 2. A adaptação das espécies às condições locais e sua capacidade de dispersão no ambiente foram determinantes na variação da diversidade beta. Contudo, apesar de generalizações sobre as causas da substituição e do aninhamento não serem possíveis, as implicações para a conservação serão sempre diferentes, no que diz respeito ao número e tipos de nascentes a serem preservadas.

Tendo em vista a crescente degradação ambiental, os resultados do terceiro capítulo mostram a importância das Unidades de Conservação na preservação das nascentes, assim como, sua vulnerabilidade quando inseridas em ambientes urbanos. A retirada da vegetação ao redor, falta de proteção e livre acesso foram os principais problemas observados durante o estudo, principalmente nas nascentes localizadas fora das Unidades de Conservação. Ainda, os protocolos de avaliação rápida, como o utilizado no presente estudo, para se avaliar o estado de preservação de nascentes, tem se mostrado úteis no monitoramento de ambientes aquáticos e é uma ferramenta auxiliar importante nas tomadas de decisão sobre áreas prioritárias para conservação e medidas de recuperação de habitats.

REFERÊNCIAS

- ABNT- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7181: SOLO-**Análise granulométrica**. Rio de Janeiro/RJ, 1984.
- ABNT- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13600: SOLO-**Determinação do teor de matéria orgânica por queima a 440°C**. Rio de Janeiro/RJ, 1996.
- ALVES, R. G.; LUCCA, J. V. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicador de poluição orgânica em dois córregos pertencentes à Bacia do Ribeirão do Ouro Araraquara (São Paulo-Brasil). **Brazilian Journal of Ecology**, v. 4, n. 1-2, p. 112-117, 2000.
- ALVES, R.G.; MARCHESE, M.R.; ESCARPINATI, S.C. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in lotic environments in the state of São Paulo, Brazil. **Iheringia Série Zoologia**, 96: 431-435, 2006.
- ALVES, R.G.; MARCHESE, M.R.; MARTINS, R.T. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) of lotic environments at Parque Estadual Intervales (São Paulo, Brazil). **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 69-72, 2008.
- BARRETO, S.R. Nascentes do Brasil: estratégias para a proteção de cabeceiras em bacias hidrográficas. **Imprensa Oficial**, 2010.
- BASCIK, M.; CHELMICKI, W.; URBAN, J. Geoconservation of Springs in Poland. **Episodes**, v. 32, n. 3, p. 177-185, 2009.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.
- BASELGA, A. et al. **Betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components**. R package version 1.3, 2013. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>. Acesso em: 01 maio 2017.
- BASS, D. A preliminary study of aquatic macroinvertebrates from two springs in the Pontotoc Ridge Nature Preserve, Oklahoma. In: **Proceedings of the Oklahoma Academy of Science**. 2015. p. 105-109
- BATURINA, M.. Distribution and diversity of aquatic Oligochaeta in small streams of the middle taiga. **Turkish Journal of Zoology**, v. 36, n. 1, p. 75-84, 2012.
- BEHREND, R.D.L. et al. Eight years of monitoring aquatic Oligochaeta from the Baía and Ivinhema Rivers. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 559-571, 2009.
- BEHREND, R.D.L. et al. Using oligochaeta assemblages as an indicator of environmental changes. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 4, p. 873-884, 2012.
- BIGGS, J.; VON FUMETTI, S.; KELLY-QUINN, M. The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. **Hydrobiologia**, v. 793, n. 1, p. 3-39, 2017.

BOJKOVÁ, J. et al. Species richness and composition patterns of clitellate (Annelida) assemblages in the treeless spring fens: the effect of water chemistry and substrate. **Hydrobiologia**, v. 667, n. 1, p. 159-171, 2011.

BRASIL. 2002. **Resolução CONAMA nº 303**, de 20 de março de 2002. Ministério do Meio Ambiente.

BRASIL. 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Novo Código Florestal Brasileiro**. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF.

BRINKHURST, R.O. Retrospect and prospect: reflections on forty years of study of aquatic oligochaetes. In: **Aquatic Oligochaetes**. Springer Netherlands, p. 9-19, 1999.

BRINKHURST, R. O.; MARCHESE, M. R. Guía para la identificación de Oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. **Asociación de Ciencias Naturales del Litoral**: Santa Fe, 207 p, 1989.

CANTONATI, M. et al. Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: toward an understanding of their ecology. **Freshwater Science**, v. 31, n. 2, p. 463-480, 2012.

CARVALHO, F.A. et al. La comunidad arbórea en regeneración de un 'ecosistema emergente' dominado por la especie invasora *Pinus elliottii* Engelm. **Interciencia**, v. 39, n. 5, 2014.

CHRISTOFFERSEN, M.L. Continental biodiversity of South American oligochaetes: the importance of inventories. **Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)**, n. 2, 2010.

COLWELL, R.K. 2006. **Estimate S**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.

COSTA, S.S.; MELO, A.S. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia**, v. 598, n. 1, p. 131-138, 2008.

DAVIDE, A.C. et al. **Nascente: o verdadeiro tesouro da propriedade rural**. 2ª ed., Belo Horizonte: CEMIG, 62 p.

DEATH, R. G.; BARQUÍN, J.; SCARSBROOK, M. R. Coldwater and geothermal springs. **Freshwaters of New Zealand. New Zealand Hydrological Society and New Zealand Limnological Society, Christchurch**, v. 30, p. 14, 2004.

DONADIO, N.M.M; GALBIATTI, J.A.; PAULA, R.C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, p. 115-125, 2005.

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

DUMNICKA, E. Composition and abundance of oligochaetes (Annelida: Oligochaeta) in springs of Kraków-Częstochowa Upland (Southern Poland): effect of spring encasing and environmental factors–Pol. **Journal of Ecology**, v. 54, p. 231-242, 2006.

DUMNICKA, E. New for Poland tubificid Oligochaeta species from karstic springs. **Polish Journal of Ecology**, v. 57, n. 2, p. 395-401, 2009.

DUMNICKA, E.; BOGGERO, A. Freshwater Oligochaeta in two mountain ranges in Europe: the Tatra Mountains (Poland) and the Alps (Italy). **Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie**, v. 168, n. 3, p. 231-242, 2007.

FELIPPE, M. F. Caracterização e tipologia de nascentes em unidades de conservação de Belo Horizonte, MG com base em variáveis geomorfológicas, hidrológicas e ambientais. **Dissertação de Mestrado**. 2009.

FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para a sua conservação**. 222 p, 2005.

GAVRILOV, K. Oligochaeta. In: Hurlbert, S.H.; Rodriguez, G. & Santos, N.D. (eds), **Aquatic biota of tropical South America**, 2: Anarthropoda. San Diego: San Diego State University: 170-190, 1981.

GENNER, M. J et al. Beta diversity of rock-restricted cichlid fishes in Lake Malawi: importance of environmental and spatial factors. **Ecography**, v. 27, p. 601-610, 2004.

GERING, J.C.; CRIST, T.O.; VEECH, J.A. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. **Conservation Biology**, v. 17, n. 2, p. 488-499, 2003.

GIANI, N. et al. Oligochaetes in southern European groundwater: new records and an overview. **Hydrobiologia**, v. 463, n. 1, p. 65-74, 2001.

GLAZIER, D. S. The fauna of North American temperate cold springs: patterns and hypotheses. **Freshwater Biology**, v. 26, n. 3, p. 527-542, 1991.

GLAZIER, D. S. Springs. In: G. E. Likens (editor). **Encyclopedia of inland waters**. Volume 1. Academic Press Elsevier, Oxford, UK. pp. 734-755, 2009.

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

GORNI, G.R.; ALVES, R.G. Naididae (Annelida, Oligochaeta) associated with *Pomacea bridgesii* (Reeve) (Gastropoda, Ampullaridae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1059-1061, 2006.

GORNI, G.R.; ALVES, R.G. Naididae species (Annelida: Oligochaeta) associated with the sponge *Metania spinata* (Carter, 1881)(Porifera: Metaniidae) from a southeastern reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, n. 3, p. 261-263, 2008a.

- GORNI, G.R.; ALVES, R.G. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) em córregos de baixa ordem do Parque Estadual de Campos do Jordão (São Paulo - Brasil). **Biota Neotropica**, v.8, p. 161-165, 2008b.
- GORNI, G.R.; ALVES, R.G. Oligochaetes (Annelida, Clitellata) in a neotropical stream: a mesohabitat approach. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 102, n. 1, p. 106-110, 2012.
- GORNI, G.R.; ALVES, R.G. Influência de variáveis ambientais sobre a comunidade de oligoquetos (Annelida: Clitellata) em um córrego neotropical. **Biotemas**, v. 28, n. 1, p. 59-66, 2014.
- GORNI, G.R.; PEIRÓ, D.F.; SANCHES, N. Aquatic Oligochaeta (Annelida: Clitellata) from State of Sao Paulo, Brazil: Diversity and Occurrence review. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 1, 2015.
- GOUDIE, A. 2004. Encyclopedia of geomorphology. Routledge: **International Association of Geomorphologists**, London; New York.
- GOULART, M.; MELO, A.L.; CALLISTO, M. Qual a relação entre variáveis ambientais e a diversidade de heterópteros aquáticos em nascentes de altitude? **Cadernos de Ciências Biológicas da PUC Minas**, v. 10, n. 10, p.63-76, 2002.
- GRÖNROOS, M. et al. Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type and regional environmental context. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 13, p. 4473-4487, 2013.
- HAHN, H.J. Studies on classifying of undisturbed spring in Southwestern Germany by macrobenthic communities. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, v. 30, n. 3, p. 247-259, 2000.
- HARTNETT, F. M. (Ed.). Florida's springs: strategies for protection and restoration. **Florida Dept. of Env. Protection**, Tallahassee, Florida, 59 p., 2000.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n.1,p. 9, 2001.
- HEPP, L.U.; LANDEIRO, V.L.; MELO, A.S. Experimental assessment of the effects of environmental factors and longitudinal position on alpha and beta diversities of aquatic insects in a neotropical stream. **International Review of Hydrobiology**, v. 97, n. 2, p. 157-167, 2012.
- HORSACK, M. et al. Drivers of aquatic macroinvertebrate richness in spring fens in relation to habitat specialisation and dispersal mode. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 11, p. 2112-2121, 2015.
- ILMONEN, J. et al. Detecting restoration impacts in inter-connected habitats: Spring invertebrate communities in a restored wetland. **Ecological indicators**, v. 30, p. 165-169, 2013.

IEF-INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. Disponível em:

<<http://www.ief.mg.gov.br/florestas>> Acesso em: 23 de outubro de 2017.

INMET- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Disponível em:

<<http://www.inmet.gov.br>> Acesso em: 23 de outubro de 2017.

JANUSZ, S.; POCIASK-KARTECZKA, J. Springs in South-Central Poland—changes and threats. **Episodes**, v. 40, n. 1, p. 38-46, 2017.

KELLY-QUINN, M.; BIGGS, J.; VON FUMETTI, S. Preface: The importance of small water bodies. **Hydrobiologia**, v. 793, n. 1, p. 1-2, 2017.

KOPERSKI, P.; DUMNICKA, E.; GALAS, J. Abiotic parameters determining fauna composition in karstic springs. **Polish Journal of Ecology**, v. 59, n. 1, p. 153-163, 2011.

LIMA-RIBEIRO, M.S. et al. Análise cienciométrica em ecologia de populações: importância e tendências dos últimos 60 anos. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, n. 29, p. 39-47, 2007.

LOBO, H.; ALVES, R.G. Reproductive cycle of *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta: Naididae: Tubificinae) cultivated under laboratory conditions. **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, p. 427-431, 2011a.

LOBO, H. ;ALVES, R.G. Influence of body weight and substrate granulometry on the reproduction of *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Naididae: Tubificinae). **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, p. 558-564, 2011b.

LOPES, S. et. al. A Bibliometria e a Avaliação da Produção Científica: indicadores e ferramentas. **Actas do Congresso Nacional de Bibliotecários, Arquivistas e Documentalistas**, n. 11, 2012.

MMA- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2008. Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/estruturas/pda/_arquivos/prj_mc_061_pub_car_001_uc.pdf> Acesso em: 31 julho de 2017.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD, version 5.0, **Multivariate analysis of ecological data**. MjM Software Desing: Glaneden Beach, 40p, 2006.

MAGURRAN, A.E. **Medindo a diversidade biológica**. Tradução Dana Moiana Vianna. Curitiba: Ed. UFPR, 261 pp., 2013.

MARTIN, P.; MARTÍNEZ-ANSEMIL, E.; PINDER, A.; TIMM, T.; WETZEL, M.J. Global diversity of oligochaetous clitellates (“Oligochaeta”; Clitellata) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 117-127, 2008.

MARTINS, R.T.; ALVES, R.G. Occurrence of Naididae (Annelida: Oligochaeta) from three gastropod species in irrigation fields in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 255-257, 2008.

MARTINS, R.T.; ALVES, R.G. Occurrence of *Chaetogaster limnaei* K. von Baer, 1927 (Oligochaeta, Naididae) associated with Gastropoda mollusks in horticultural channels in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.70, p. 1055-1057, 2010.

MARTINS, R. T.; SILVEIRA, L. S.; ALVES, R. G. Colonization by oligochaetes (Annelida: Clitellata) in decomposing leaves of *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth (Pontederiaceae) in a neotropical lentic system. In: **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**. EDP Sciences, 2011. p. 339-346.

ODA, F.H. et al. *Dero (Allodero) lutzi* Michaelsen, 1926 (Oligochaeta: Naididae) associated with *Scinax fuscovarius* (Lutz, 1925) (Anura: Hylidae) from Semi-deciduous Atlantic Rain Forest, southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 86-90, 2015.

ODUM, Howard T. Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida. **Ecological monographs**, v. 27, n. 1, p. 55-112, 1957.

OKSANEN, J. et al. Vegan: **Community Ecology Package**. R package, version 2.4-1, 2016. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 01 maio 2017.

PETSCH, D.K. et al. Partitioning beta diversity of aquatic Oligochaeta in different environments of a Neotropical floodplain. **Acta Scientiarum- Biological Sciences**, v. 37, p. 41-49, 2015.

PINDER, A.M.; EBERHARD, S.M.; HUMPHREYS, W.F. New phalodrilines (Annelida: Clitellata: Tubificidae) from Western Australian groundwater. **Zootaxa**, v. 1304, p. 31-48, 2006.

PINTO, L.V.A. Caracterização física da sub-bacia do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG, e proposta de recuperação de suas nascentes. 165 p. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)-UFLA**, Lavras, MG, 2006.

PINTO, L.V.A.; ROMA, T.N.; CARVALHO BALIEIRO, K. R. Avaliação qualitativa da água de nascentes com diferentes usos do solo em seu entorno. **Cerne**, v. 18, n. 3, p. 495-505, 2012.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2016. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>> Acesso em: 01 maio 2017.

RÁDKOVÁ, Vanda et al. The role of dispersal mode and habitat specialisation in metacommunity structuring of aquatic macroinvertebrates in isolated spring fens. **Freshwater biology**, v. 59, n. 11, p. 2256-2267, 2014.

RAGONHA, F.H.; TAKEDA, A.M. Does richness of Oligochaeta (Annelida) follows a linear distribution with habitat structural heterogeneity in aquatic sediments? **Journal of limnology**, v. 73, n. 1, 2014.

RAGONHA, F. H. et al. Tributaries as richness source for Oligochaeta assemblage (Annelida) of Neotropical dammed river. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 4, p. 861-869, 2014.

- REYNOLDS, J.W.; WETZEL, M.J. **Nomenclatura Oligochaetologica**- A catalogue of names, descriptions and type specimens. Editio Segunda. Disponível em <http://www.inhs.ellinois.edu/people/mjwetzelnomencloligo> Acesso em: 12 de janeiro de 2018.
- RIGHI, G. 1984. **Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil**. Brasília: CNPq/Coordenação Editorial.
- RODRIGUES, L.F.T.; LEITE, F.S.L.; ALVES, R.G.. Inventory and distribution of Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in first-order streams in preserved areas of the state of Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v.13, p. 245-254, 2013.
- RODRIGUES, L.F.T. et al. Diversity and distribution of oligochaetes in tropical forested streams, southeastern Brazil. **Journal of Limnology**, v. 74, p. 433-443, 2015.
- RODRIGUES, L.F.T.; LEITE, F.S.L.; ALVES, R.G. Influence of bryophyte biomass and organic matter quantity on the abundance and richness of oligochaetes in forest streams with different phytophysiognomies in southeastern Brazil. **Journal of Limnology**, v. 75, p. 340-346, 2016.
- RODRIGUEZ, P.; REYNOLDS, T.B. **The pollution biology of aquatic oligochaetes**. Springer Science & Business Media, 2011.
- ROSATI, M. et al. Is there an ideal protocol for sampling macroinvertebrates in springs? **Journal of Freshwater Ecology**, v. 31, p.199-209, 2016.
- ROSATI, M. et al. Are aquatic assemblages from small water bodies more stochastic in dryer climates? An analysis of ostracod spring metacommunities. **Hydrobiologia**, v. 793, n. 1, p. 199-212, 2017.
- SAMBUGAR, B.; MARTÍNEZ-ANSEMIL, E.; GIANE, N. Oligochaeta from springs in southern Europe. **Bollettino Del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, Botanica Zoologia**, v. 29, p. 93-106, 2005.
- SAMBUGAR B. Oligochetes from Alpine springs: a review. In: CANTONATI M.; BERTUZZI, E.; SPITALE, D. (eds), The spring habitat: biota and sampling methods. **Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento**, p. 185-192, 2007.
- SANTIAGO, B.S.; REZENDE, R.F.; FERREIRA, C.C.M. Reserva Biológica Municipal de Poço D'Anta, Juiz de Fora/MG - aspectos da fragmentação de habitat e efeito de borda. **Gaia Scientia**, v. 1, p. 53-66, 2007.
- SÄRKKÄ, J.; LEVONEN, L; MÄKELÄ, J. Meiofauna of springs in Finland in relation to environmental factors. **Hydrobiologia**, v. 347, n. 1-3, p. 139-150, 1997.
- 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. **Séries Oecologia Brasiliensis**, v. 5, p. 265-278, 1998.

SILVA, D. L.; SILVA, M.S.R.; LOPES, M.J.N. Avaliação preliminar do efeito tóxico do íon amônio sobre a fauna de Hydropsychidae (Trichoptera). **Registros da 61ª Reunião Anual da SBPC**. Manaus, 2009.

SILVEIRA, L.S. Estudo da assembleia de Chironomidae (Insecta, Diptera) em nascentes neotropicais. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de Juiz de Fora, 60 pp., 2017.

SPITALE, D.. A comparative study of common and rare species in spring habitats. **Ecoscience**, v. 19, n. 1, p. 80-88, 2012.

SPRINGER, A. E.; STEVENS, L. E. Spheres of discharge of springs. **Hydrogeology Journal**, v. 17, n. 83-93, 2008.

STATSOFT, Inc. **STATISTICA (data analysis software system)**, version 7. www.statsoft.com. 2004.

STAUDACHER, K.; FUREDER, L. Habitat complexity and invertebrates in selected Alpine springs (Schutt, Carinthia, Austria). **International Review of Hydrobiology**, v. 92, p. 465-479, 2007.

STREHL, L.; SANTOS, C.A. Indicadores de qualidade da atividade científica. **Ciencia Hoje**, Rio de Janeiro, v. 31, n. 186, p. 34-39, 2002.

THORUP J.; LINDEGAARD C. Studies on Danish springs. **Folia Limnologica Scandinavica**, v. 17, p. 7-15, 1977.

VAN DER KAMP, G. The hydrogeology of springs in relation to the biodiversity of spring fauna: a review. **Journal of the Kansas Entomological Society**, v. 68, p.4-17, 1995.

VANTI, N.A.P. Da bibliometria à webometria: uma exploração conceitual dos mecanismos utilizados para medir o registro da informação e a difusão do conhecimento. **Ciencia da Informação**, Brasília, v. 31, n. 2, p. 152-162, 2002.

VERDONSCHOT, P. K.M. Hydrology and substrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands). In: **Aquatic Oligochaete Biology VIII**. Springer Netherlands, p. 249-262, 2001.

VON FUMETTI, S. et al. Factors governing macrozoobenthic assemblages in perennial springs in north-western Switzerland. **Hydrobiologia**, v. 568, p. 467-475, 2006.

VON FUMETTI, S.; BLATTNER, L. Faunistic assemblages of natural springs in different areas in the Swiss National Park a small-scale comparison. **Hydrobiologia**, v. 793, n. 1, p. 175-184, 2017.

WETZEL, M.J. et al. **Taxonomy, systematics, and ecology of the aquatic Oligochaeta and Branchiobdellidae (Annelida, Clitellata) of North America, with emphasis on the fauna occurring in Florida**. A workbook. 10 September. Illinois Natural History Survey, Champaign, 2006.

WETZEL, M.J. et al. **Classification and Checklist of the Freshwater Oligochaeta occurring in North America North of Mexico**. Available at: <http://www.inhs.uigoNACHklst.html>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2017.

WHITTAKER, R.H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, n. 3, p. 279-338, 1960.

ZOLLHÖFER, J. M. Spring biotopes in Northern Switzerland. (**Doctoral dissertation**), 1999.

ZOLLHÖFER, J.M.; BRUNKE, M.; GONSER, T. A typology of springs in Switzerland by integrating habitat variables and fauna. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 121, n. 3-4, p. 349-376, 2000.

APÊNDICE A – VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Tabela 1: Médias das variáveis ambientais medidas nas nascentes estudadas.

Local	Tipologia	Profundidade (cm)	Temperatura água (°C)	O ₂ (mg/L)	Condutividade (µS/cm)	pH	Turbidez (ntu)	Dureza (mg/L)	NO ₃ ⁻ (µg/L)	NO ₂ ⁻ (µg/L)	NH ₄ ⁺ (µg/L)	NT (µg/L)	PO ₄ ³⁻ (µg/L)	PT (µg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	Fe (mg/L)	Mg (mg/L)	Matéria Orgânica (%)	Areia muito grossa (%)	Areia grossa (%)	Areia média (%)	Areia fina (%)	Areia muito fina (%)	Silte/Argila (%)	Altitude (m)
P.DAN N1	helocreno	1,83	19,73	4,13	11,08	5,33	6,70	4,00	165,21	1,71	76,20	1286,04	4,50	34,59	65,38	0,10	0,08	20,34	21,99	22,54	37,54	11,22	5,21	1,49	792
P.DAN N2	helocreno	0,00	17,07	6,23	15,68	5,89	8,41	0,00	291,66	1,69	24,65	12005,67	52,20	472,81	40,71	3,70	0,10	10,50	5,61	15,78	33,52	23,55	14,62	7,11	727
P.DAN N3	helocreno	0,00	16,87	4,47	18,46	5,62	24,47	19,00	521,41	3,58	56,71	12951,89	29,71	461,71	57,98	1,15	0,49	13,83	2,73	16,22	43,56	26,40	9,26	1,83	829
P.DAN N4	helocreno	1,83	19,73	3,97	19,27	5,59	16,80	14,00	210,61	2,72	34,57	4674,30	16,26	208,97	39,48	39,48	39,48	23,78	15,49	17,58	29,50	21,82	11,88	3,73	866
P.DAN N5	helocreno	0,60	19,93	3,23	23,45	5,87	22,73	11,00	538,34	4,23	64,45	8562,32	33,71	193,66	37,01	0,42	0,42	17,60	18,06	21,85	28,89	17,27	10,47	3,46	865
P.DAN N6	helocreno	0,93	20,00	4,20	17,17	5,49	40,16	9,00	566,46	3,61	37,08	2216,49	11,13	79,07	62,91	0,17	0,41	35,36	23,06	26,40	28,39	14,68	5,28	2,19	751
P.DAN N7	helocreno	1,47	19,27	5,10	16,06	5,80	13,14	10,00	471,58	3,09	34,08	4061,46	23,42	135,06	70,32	0,51	0,26	14,20	11,09	14,42	27,84	27,02	13,74	5,45	872
P.DAN N8	helocreno	0,77	20,40	5,67	13,40	5,89	38,92	11,00	274,99	3,78	42,56	4083,16	9,76	142,49	53,05	53,05	53,05	15,72	15,07	20,75	29,88	20,33	9,36	4,60	892
P.DAN N9	helocreno	1,57	18,20	3,33	13,84	5,57	11,79	8,00	308,01	3,05	50,57	10395,32	7,55	239,52	46,88	46,88	46,88	6,26	14,07	23,53	42,72	13,34	5,29	1,05	862
P.DAN N10	helocreno	1,67	18,77	5,90	32,97	6,20	23,17	15,00	331,46	2,79	32,26	3167,47	18,40	121,93	59,21	0,24	0,94	9,36	17,60	29,20	33,15	14,15	4,32	1,58	886
P.DAN N11	helocreno	0,83	16,53	3,63	26,25	6,03	24,44	12,00	811,11	6,25	55,66	5466,54	51,11	181,36	49,35	0,65	0,57	7,80	9,42	18,73	29,84	22,74	14,10	4,21	916
P.DAN N12	helocreno	1,17	17,10	3,13	28,52	5,93	30,77	9,00	441,36	4,10	46,30	1925,35	17,13	80,29	44,41	0,57	0,31	19,10	15,95	23,12	32,82	16,50	8,68	2,93	899
P.DAN N13	helocreno	1,57	18,87	3,00	11,25	5,29	7,20	4,00	249,19	2,98	54,35	3626,63	24,17	140,02	50,58	0,45	0,14	23,30	12,34	18,99	30,85	20,38	12,43	5,00	858
P.DAN N14	helocreno	1,50	18,83	3,07	19,13	5,63	3,83	8,00	293,45	3,07	39,29	3470,85	13,83	118,08	75,25	0,17	0,11	19,43	16,39	27,53	32,65	13,73	6,94	2,77	848
UFJF N1	limnocreno	5,20	19,97	1,53	144,53	6,53	60,10	13,50	4132,85	15,96	1196,28	5719,47	12,38	79,42	46,88	0,06	0,77	34,20	17,44	17,54	18,75	16,17	18,38	10,77	843
UFJF N2	reocreno	2,73	20,33	6,77	63,67	6,65	16,79	25,00	1139,91	7,52	46,45	1241,68	17,75	145,78	55,51	0,10	0,70	23,57	22,58	22,99	23,24	16,91	10,36	3,92	883
UFJF N3	limnocreno	14,17	18,60	1,77	29,00	5,62	9,99	18,50	154,51	2,23	114,63	9427,40	3,74	180,36	65,38	0,40	0,10	20,53	19,68	32,99	24,55	9,97	6,20	5,74	855
UFJF N4	limnocreno	19,67	18,70	5,20	14,43	6,16	14,85	18,00	206,29	4,02	51,07	1716,48	24,95	52,90	59,21	1,98	0,09	38,43	27,20	29,84	19,93	9,62	6,74	6,18	911

Continuação da Tabela 1: Médias das variáveis ambientais medidas nas nascentes estudadas.

Local	Tipologia	Profundidade (cm)	Temperatura água (°C)	O2 (mg/L)	Condutividade (µS/cm)	pH	Turbidez (ntu)	Dureza (mg/L)	NO ₃ ⁻ (µg/L)	NO ₂ ⁻ (µg/L)	NH ₄ ⁺ (µg/L)	NT (µg/L)	PO4 ³⁻ (µg/L)	PT (µg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	Fe (mg/L)	Mg (mg/L)	Matéria Orgânica (%)	Areia muito grossa (%)	Areia grossa (%)	Areia média (%)	Areia fina (%)	Areia muito fina (%)	Silte/Argila (%)	Altitude (m)
UFJF N5	reocreno	9,00	21,30	6,40	39,73	5,81	5,62	23,00	639,70	2,61	83,40	1246,51	14,12	32,06	57,98	0,09	0,33	5,80	23,85	38,57	25,03	8,18	2,92	1,44	851
UFJF N6	limnocreno	16,33	17,43	5,10	44,73	6,81	73,67	27,50	1293,52	11,62	108,60	2045,65	16,11	107,41	50,58	0,78	0,58	48,45	31,65	24,67	18,09	11,91	8,65	5,03	861
UFJF N7	helocreno	1,33	17,50	5,80	14,99	5,67	14,34	15,50	325,96	3,10	49,77	2166,82	36,66	84,92	51,81	0,17	0,11	84,40	30,08	30,97	25,38	9,25	3,12	1,19	821
UFJF N8	limnocreno	21,33	19,90	5,40	59,57	6,55	1,14	24,00	2587,65	14,53	868,05	4552,18	10,90	16,42	51,81	0,17	0,19	28,85	24,37	23,68	44,60	5,22	1,46	0,65	853
P.LAJ N1	limnocreno	5,17	21,87	2,37	40,37	5,57	18,00	34,50	1551,06	7,59	665,43	8976,26	7,14	78,80	53,05	0,41	0,37	34,20	31,75	21,07	18,50	4,32	10,36	5,79	894
P.LAJ N2	limnocreno	42,33	19,73	2,43	103,70	6,41	10,63	49,00	1863,63	7,76	572,48	4521,18	17,61	42,72	59,21	0,44	2,36	11,20	11,51	31,01	37,58	12,15	5,40	2,25	866
P.LAJ N3	limnocreno	27,33	20,37	1,77	27,17	5,70	11,86	21,00	756,86	5,14	450,35	3343,19	16,99	36,00	49,35	0,15	0,23	12,63	4,81	9,06	17,13	16,51	10,93	0,95	852
S.CAN N1	helocreno	0,83	17,90	5,17	15,25	5,36	21,10	10,00	296,22	4,04	108,20	4644,43	13,62	136,34	44,41	0,41	0,27	18,98	16,21	25,96	29,77	16,38	9,16	2,52	795
S.CAN N2	helocreno	2,83	18,13	4,63	12,28	5,02	49,80	8,00	340,50	3,40	120,32	5759,92	41,05	225,54	37,01	0,23	0,29	20,77	23,14	29,91	25,80	11,64	6,21	3,28	824
S.CAN N3	helocreno	1,17	19,50	3,53	11,19	4,90	17,46	8,00	184,17	3,02	68,64	2040,53	53,97	79,16	39,48	0,15	0,12	31,97	15,60	24,94	46,52	41,51	267,80	11,25	860
S.CAN N4	reocreno	2,00	20,57	2,83	18,41	5,12	2,22	11,00	142,51	2,55	72,33	1315,65	10,54	26,45	45,64	0,54	0,25	18,70	25,41	17,54	18,75	16,17	18,38	10,77	806
J. BOT N1	helocreno	20,50	15,63	4,37	30,07	5,56	12,06	27,00	244,28	3,04	61,86	2052,21	18,31	109,65	48,11	0,22	0,53	95,61	40,01	22,79	13,17	8,25	8,25	7,52	749
J. BOT N2	limnocreno	2,77	16,83	1,77	43,10	5,56	24,93	29,00	155,00	2,90	46,50	2315,67	24,68	53,16	55,51	0,17	1,74	26,92	27,65	24,88	22,65	11,79	9,06	3,97	708
J. BOT N3	helocreno	1,37	16,87	3,87	34,50	5,59	8,33	24,00	199,91	3,53	99,35	3508,95	23,15	94,75	46,88	0,24	1,15	9,90	4,27	16,44	39,75	24,08	11,34	5,57	749
J. BOT N4	helocreno	2,83	16,17	2,93	20,69	5,65	4,32	24,00	580,42	4,61	110,40	3389,61	36,48	162,95	48,11	0,40	0,30	40,87	16,84	19,87	22,97	17,75	13,83	8,74	815
J. BOT N5	helocreno	2,33	16,30	7,27	26,20	6,01	13,35	17,50	757,40	4,99	78,70	4066,35	36,14	150,44	46,88	0,20	0,45	12,27	8,62	19,25	31,53	20,99	13,89	5,55	756
S.PAP N1	limnocreno	26,33	16,17	3,30	6,67	4,97	0,00	12,50	94,93	2,66	48,91	575,99	9,24	30,85	51,81	0,33	0,14	21,72	20,40	44,05	22,48	6,60	4,00	2,46	1707
S.PAP N2	reocreno	28,00	15,23	6,37	5,97	5,27	0,00	16,00	234,69	2,45	53,79	966,48	8,04	29,94	45,64	0,05	0,13	20,85	19,45	37,47	26,86	9,59	4,16	2,47	1720
S.PAP N3	reocreno	5,33	16,57	6,63	13,90	5,24	1,03	14,50	94,93	2,66	48,91	575,99	9,24	30,85	46,88	0,00	0,25	7,90	5,34	22,13	41,24	21,14	7,16	2,37	1723
S.PAP N4	reocreno	2,17	12,53	8,30	8,32	5,50	3,45	12,00	526,22	2,55	42,82	2060,24	14,04	96,41	38,24	0,08	0,21	10,55	8,77	23,48	39,54	19,39	7,43	1,40	1727
S.PAP N5	limnocreno	7,00	12,43	5,40	7,25	5,30	11,05	10,00	318,60	2,80	46,52	1663,55	11,52	106,60	37,01	0,34	0,10	5,67	10,46	22,01	38,94	16,82	9,79	1,98	1759

Continuação da Tabela 1: Médias das variáveis ambientais medidas nas nascentes estudadas.

Local	Tipologia	Profundidade (cm)	Temperatura água (°C)	O ₂ (mg/L)	Condutividade (µS/cm)	pH	Turbidez (ntu)	Dureza (mg/L)	NO ₃ ⁻ (µg/L)	NO ₂ ⁻ (µg/L)	NH ₄ ⁺ (µg/L)	NT (µg/L)	PO ₄ ³⁻ (µg/L)	PT (µg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	Fe (mg/L)	Mg (mg/L)	Matéria Orgânica (%)	Areia muito grossa (%)	Areia grossa (%)	Areia média (%)	Areia fina (%)	Areia muito fina (%)	Silte/Argila (%)	Altitude (m)
S.PAP N6	helocreno	4,17	12,90	2,37	10,25	5,39	10,55	22,00	422,35	5,05	109,44	11917,30	59,45	412,30	34,54	0,44	0,16	15,00	9,76	23,68	34,42	18,85	9,87	3,43	1942
S.PAP N7	helocreno	14,67	10,87	1,10	8,38	5,04	19,64	10,00	192,98	2,81	55,09	982,73	19,86	41,16	35,78	0,39	0,10	43,33	49,34	23,96	10,87	6,29	5,78	3,75	1912
S.PAP N8	reocreno	10,67	15,07	6,07	8,33	4,96	2,86	11,00	142,33	2,35	51,07	1070,37	19,20	36,91	40,71	0,14	0,20	7,83	12,41	26,05	37,27	14,91	6,96	1,90	1934
S.PAP N9	helocreno	4,00	13,90	2,70	13,15	5,11	22,21	16,00	2442,92	7,79	147,69	4253,98	15,32	236,43	41,94	1,00	0,57	7,97	16,10	25,83	31,01	16,24	7,71	2,22	1929
S.PAP N10	limnocreno	17,00	13,20	4,37	8,74	4,99	1,43	8,00	134,89	2,37	64,01	1111,78	7,20	45,34	45,64	0,07	0,10	3,72	30,63	48,08	14,35	3,69	2,46	0,80	1994
S.PAP N11	reocreno	14,67	14,40	5,30	7,69	5,26	1,29	8,00	166,92	2,46	99,32	947,72	9,10	31,22	39,48	0,12	0,09	29,95	17,10	41,19	27,46	8,73	3,69	1,83	1978
S.PAP N12	limnocreno	52,17	15,03	4,33	6,10	4,01	0,00	8,50	155,54	2,67	53,73	712,69	30,90	31,11	51,81	0,49	0,07	82,37	18,58	25,53	24,72	14,35	10,84	5,97	1668
S.PAP N13	helocreno	4,33	13,63	6,77	6,40	4,00	8,50	12,50	216,76	2,86	48,28	772,55	7,22	30,48	41,94	0,34	0,10	45,50	41,10	19,67	18,71	11,74	5,27	2,41	1711
S.PAP N14	helocreno	9,50	12,77	2,77	11,55	4,16	10,80	11,50	215,15	3,98	44,74	3773,82	8,03	87,21	37,01	0,49	1,97	59,17	46,10	26,71	14,64	6,24	4,11	1,49	1662
S.PAP N15	limnocreno	13,73	13,73	3,67	14,35	3,71	4,16	41,00	240,12	3,33	56,73	1023,07	151,28	167,33	59,21	0,49	1,97	41,40	35,63	24,62	18,09	14,32	4,65	1,50	1671
S.PAP N16	limnocreno	14,63	14,63	2,03	13,78	4,16	5,46	18,00	142,91	2,91	112,47	3252,67	58,11	81,65	49,35	0,48	0,10	12,16	15,03	29,61	38,92	10,08	3,82	2,53	1672
S.PAP N17	reocreno	6,67	17,77	9,57	9,82	4,49	0,00	17,00	174,08	2,48	49,44	2927,66	29,14	73,48	50,58	0,36	0,15	9,93	47,08	33,13	12,90	3,76	2,05	1,09	1687
S.JOS N1	limnocreno	138,50	18,87	1,07	26,50	4,45	7,56	13,00	310,54	6,68	104,81	2123,75	27,51	83,70	61,68	1,24	0,48	14,37	18,18	19,56	24,40	21,77	10,41	4,19	1054
S.JOS N2	reocreno	44,67	15,77	5,93	21,73	2,66	0,00	0,00	126,87	5,53	44,58	1387,64	13,75	39,53	56,75	0,22	0,07	3,46	1,24	5,49	43,59	39,82	9,14	0,72	1095
S.JOS N3	limnocreno	18,17	15,87	4,33	6,32	3,64	0,00	0,00	163,69	2,15	43,14	822,15	12,21	36,57	44,41	0,44	0,06	1,30	12,20	27,38	41,95	13,17	3,76	0,76	935
S.JOS N4	limnocreno	8,17	16,50	2,27	9,18	3,75	0,00	8,00	148,24	1,49	45,99	5997,06	4,87	61,65	38,24	0,08	0,09	33,71	36,48	34,12	15,44	7,68	4,89	0,72	1027
S.JOS N5	helocreno	19,83	14,67	1,63	11,56	3,79	0,00	8,00	168,39	1,16	47,64	6594,83	13,19	44,01	34,54	0,20	0,17	39,96	4,46	23,44	34,60	21,65	13,17	2,46	988
S.JOS N6	reocreno	1,67	22,10	9,57	16,64	4,84	0,00	24,00	261,75	2,15	77,54	1458,25	11,41	75,27	35,78	0,39	0,87	2,37	13,95	21,84	37,06	21,36	4,57	0,47	1002
S.JOS N7	reocreno	30,67	27,27	8,37	66,37	5,15	0,00	44,50	178,85	2,01	131,63	579,27	34,00	43,49	40,71	0,33	2,41	0,44	2,19	10,00	40,35	33,97	11,11	2,37	981
S.JOS N8	limnocreno	21,50	21,10	4,40	10,70	3,47	0,00	9,50	155,83	2,65	38,37	765,61	63,71	69,43	37,01	0,08	0,34	2,36	27,52	23,88	31,22	11,50	3,60	2,28	985
S.JOS N9	reocreno	3,17	16,20	10,87	61,30	5,91	0,00	32,00	168,37	2,52	62,03	6345,22	340,36	381,02	33,31	0,04	1,36	19,85	32,54	39,34	19,50	6,48	1,63	0,53	962

Continuação da Tabela 1: Médias das variáveis ambientais medidas nas nascentes estudadas.

Local	Tipologia	Profundidade (cm)	Temperatura água (°C)	O ₂ (mg/L)	Condutividade (µS/cm)	pH	Turbidez (ntu)	Dureza (mg/L)	NO ₃ ⁻ (µg/L)	NO ₂ ⁻ (µg/L)	NH ₄ ⁺ (µg/L)	NT (µg/L)	PO ₄ ³⁻ (µg/L)	PT (µg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	Fe (mg/L)	Mg (mg/L)	Matéria Orgânica (%)	Areia muito grossa (%)	Areia grossa (%)	Areia média (%)	Areia fina (%)	Areia muito fina (%)	Silte/Argila (%)	Altitude (m)
S.JOS N10	limnocreno	11,67	18,57	5,53	8,97	3,36	0,00	15,50	81,63	2,22	42,15	665,49	18,53	31,26	35,78	0,39	0,19	2,17	50,01	23,66	14,19	7,24	2,71	1,24	1004
S.JOS N11	helocreno	7,00	20,63	3,23	7,74	2,80	0,00	0,00	92,48	2,00	42,87	784,13	12,17	32,81	40,71	0,35	0,01	23,55	8,12	11,94	34,47	27,14	14,81	3,51	1054
S.JOS N12	reocreno	11,83	23,00	7,87	34,33	2,37	0,00	10,00	827,61	5,13	232,26	2040,04	30,24	47,41	38,24	0,12	0,10	1,00	22,18	19,49	28,35	18,28	7,93	3,77	1115
S.JOS N13	limnocreno	27,33	18,63	6,17	10,59	4,14	0,00	10,50	565,98	3,13	73,69	898,52	11,14	41,69	34,54	0,09	0,16	0,30	13,70	26,13	45,01	12,80	1,59	0,07	986
IBIT N1	limnocreno	12,00	14,30	4,80	13,14	5,29	0,00	13,50	1047,74	3,28	77,33	1345,26	23,18	76,07	55,51	0,43	0,06	4,33	63,05	27,53	6,77	1,19	0,65	0,21	1312
IBIT N2	reocreno	4,50	15,30	7,77	8,66	5,37	0,00	16,00	804,37	2,10	53,83	1336,41	29,50	37,79	59,21	0,50	0,08	1,57	51,31	39,65	7,82	0,67	0,14	0,06	1420
IBIT N3	reocreno	14,67	17,33	5,30	6,01	5,42	0,00	11,00	436,67	1,70	59,00	713,77	11,63	33,45	44,41	0,50	0,04	0,23	68,07	28,29	3,17	0,08	0,01	0,02	1496
IBIT N4	limnocreno	11,33	14,73	4,70	10,51	5,28	0,00	5,00	435,41	2,06	42,98	758,21	15,02	20,64	50,58	0,40	0,05	0,40	69,46	28,04	1,68	0,34	0,14	0,06	1490
IBIT N5	limnocreno	16,07	15,83	1,10	13,07	5,41	0,00	13,50	729,97	1,98	79,50	856,75	29,98	46,63	53,05	0,59	0,05	26,03	50,27	32,77	13,06	2,19	0,87	0,34	1304
IBIT N6	reocreno	9,00	16,20	3,07	8,88	5,56	0,00	10,00	420,06	1,84	44,44	741,37	89,82	89,88	46,88	0,26	0,05	71,92	39,14	31,37	19,46	6,95	2,86	0,05	1398
IBIT N7	reocreno	3,67	17,10	4,23	14,16	5,92	0,00	31,50	139,85	1,86	52,36	827,68	33,89	64,36	56,75	0,28	0,41	4,73	18,49	22,93	38,87	13,91	4,10	0,95	1199

APÊNDICE B- FAUNA DE OLIGOQUETAS

Tabela 2: Abundância total de oligoquetas coletados em cada uma das 71 nascentes estudadas. H=helocreno; L=limnocreno; R=reocreno.

Local	P.DAN N1	P.DAN N2	P.DAN N3	P.DAN N4	P.DAN N5	P.DAN N6	P.DAN N7	P.DAN N8	P.DAN N9	P.DAN N10	P.DAN N11	P.DAN N12	P.DAN N13	P.DAN N14	UFJF N1	UFJF N2	UFJF N3	UFJF N4	UFJF N5	UFJF N6	UFJF N7	UFJF N8	P.LAJ N1	P.LAJ N2	P.LAJ N3
Tipologia	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	L	R	L	L	R	L	H	L	L	L	L
<i>Aelosoma</i>	1		1						1	8		1								1					
<i>Chaetogaster diastrophus</i>		2	2																			1			
<i>Dero obtusa</i>																									
<i>Dero (Dero)</i>					5																				1
<i>Nais communis</i>				22	4				1		2			4											
<i>Nais variabilis</i>																									
<i>Pristina aequiseta</i>				1										2			1								
<i>Pristina jenkiniae</i>						3												1	2	1	3				
<i>Pristina leidy</i>																									
<i>Pristina menoni</i>																									
<i>Pristina osborni</i>		6	9		2		1			2	1														
<i>Pristina proboscidea</i>						1																			
<i>Pristina sima</i>																									
<i>Pristina synclites</i>															1										
<i>Pristina sp1</i>		1				4				4				2			3								
<i>Pristina sp2</i>			1																						
<i>Pristina sp3</i>																									
<i>Pristina sp4</i>																									7
<i>Aulodrilus limnobius</i>				25																					
<i>Bothrioneurum</i>				10		1			1		1			14											
Tubificinae imaturo		5	1	16	4	19		2	1		4			52					15		8				
<i>Achaeta</i>			2	5	1	38		6	14		11	2	65	14											
Demais Enchytraeidae	5	74	73	179	22	38	4	4	82	580	13	4	70	22		3			3	1	2				1
Abundância total	6	88	89	258	38	104	5	12	102	595	32	7	137	110	1	4	4	1	31	4	21				2

Continuação da Tabela 2: Abundância total de oligoquetas coletados em cada uma das 71 nascentes estudadas. H=helocreno; L=limnocreno; R=reocreno.

Local	S.CAN N1	S.CAN N2	S.CAN N3	S.CAN N4	J.BOT N1	J.BOT N2	J.BOT N3	J.BOT N4	J.BOT N5	S.PAP N1	S.PAP N2	S.PAP N3	S.PAP N4	S.PAP N5	S.PAP N6	S.PAP N7	S.PAP N8	S.PAP N9	S.PAP N10	S.PAP N11	S.PAP N12	S.PAP N13	S.PAP N14	S.PAP N15	S.PAP N16
Tipologia	H	H	H	R	H	L	H	H	H	L	R	R	R	L	H	H	R	H	L	R	L	H	H	L	L
<i>Aelosoma</i>	1	1										1		1										1	3
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	6													3					27	2				2	
<i>Dero obtusa</i>					118					5															
<i>Dero (Dero)</i>																									
<i>Nais communis</i>																									
<i>Nais variabilis</i>																									
<i>Pristina aequiseta</i>			1																						1
<i>Pristina jenkinae</i>	8			2		1					2						1								
<i>Pristina leidy</i>				7	1			1												1					
<i>Pristina menoni</i>																									
<i>Pristina osborni</i>	11	8	3	1				0						3			2							1	
<i>Pristina proboscidea</i>								1	1																
<i>Pristina sima</i>														1											
<i>Pristina synclites</i>																									
<i>Pristina sp1</i>	30	11		6		1	1	9						1											
<i>Pristina sp2</i>																	3	1					2		
<i>Pristina sp3</i>																									
<i>Pristina sp4</i>																									
<i>Aulodrilus limnobius</i>																									
<i>Bothrioneurum</i>	4	4	1			1		4					12	7	1	2	75						1		
Tubificinae imaturo	22	51	8	1	1	1	0	62	2				64	16	40	13	45			3	2		14		
<i>Achaeta</i>						1		1					1										2		
Demais Enchytraeidae	144	71	144	61		8	11	55	12	4	4	2	19	74			9	62	9	4	3	8	34	2	148
Abundância total	236	175	170	126	120	11	15	125	24	9	6	3	96	106	41		30	183	36	10	5	8	53	6	152

Continuação da Tabela 2: Abundância total de oligoquetas coletados em cada uma das 71 nascentes estudadas. H=helocreno; L=limnocreno; R=reocreno.

Local	S.PAP N17	S.JOS N1	S.JOS N2	S.JOS N3	S.JOS N4	S.JOS N5	S.JOS N6	S.JOS N7	S.JOS N8	S.JOS N9	S.JOS N10	S.JOS N11	S.JOS N12	S.JOS N13	IBIT N1	IBIT N2	IBIT N3	IBIT N4	IBIT N5	IBIT N6	IBIT N7
Tipologia	R	L	R	L	L	H	R	R	L	R	L	H	R	L	L	R	R	L	L	R	R
<i>Aelosoma</i>							1			4											
<i>Chaetogaster diastropus</i>							1														16
<i>Dero obtusa</i>																					
<i>Dero (Dero)</i>																					
<i>Nais communis</i>																					
<i>Nais variabilis</i>																					
<i>Pristina aquiseta</i>									1												
<i>Pristina jenkiniae</i>	1								26		10	1	43						1		29
<i>Pristina leidiy</i>	1			1							6	6					1				3
<i>Pristina menoni</i>																		4			
<i>Pristina osborni</i>							2		5	2		1			2						1
<i>Pristina proboscidea</i>											3										
<i>Pristina sima</i>																					
<i>Pristina synclites</i>																					
<i>Pristina sp1</i>									4												28
<i>Pristina sp2</i>												6									
<i>Pristina sp3</i>															22	35					
<i>Pristina sp4</i>																					5
<i>Aulodrilus limnobius</i>										277											
<i>Bothrioneurum</i>																					
Tubificinae imaturo										12					7		6	1	1		
<i>Achaeta</i>												1							1		1
Demais Enchytraeidae	1		1				5		5	20	1	65		1	1	15	1	4	13	1	9
Abundância total	3		1	1			9		45	316	20	94	43	1	32	50	8	9	16	1	93

APÊNDICE C – PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA

Tabela 3: Valores do protocolo de avaliação rápida e classificação das 71 nascentes estudadas.

Nascente	Cor da água	Odor	Lixo ao redor	Materiais flutuantes	Espumas	Óleos	Esgoto	Vegetação (preservação)	Uso por animais	Uso por humanos	Proteção do local	Proximidade com edificações*	Tipo de área de inserção	Total	Classificação
SPAP N1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N6	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N7	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N8	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N9	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N10	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N11	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N12	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N13	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N14	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SPAP N15	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	38	ótima
SPAP N16	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	38	ótima
SPAP N17	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SJOS N1	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	38	ótima
SJOS N2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SJOS N3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	39	ótima
SJOS N4	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	38	ótima
SJOS N5	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	38	ótima

