

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

BRUNO GOMES DE MENEZES

**FATORES QUE GOVERNAM AS ASSEMBLEIAS DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS EM NASCENTES TROPICAIS DE ÁREAS PROTEGIDAS**

JUIZ DE FORA

2017

BRUNO GOMES DE MENEZES

**FATORES QUE GOVERNAM AS ASSEMBLEIAS DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS EM NASCENTES TROPICAIS DE ÁREAS PROTEGIDAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada a Conservação e Manejo de Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Roberto da Gama Alves

JUIZ DE FORA

2017

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

Menezes, Bruno Gomes de.

Fatores que governam as assembleias de macroinvertebrados
bentônicos em nascentes tropicais de áreas protegidas / Bruno
Gomes de Menezes. -- 2017.

44 f.

Orientador: Roberto da Gama Alves

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós
Graduação em Ecologia, 2017.

1. Integridade ambiental. 2. Complexidade de habitat. 3.

Conservação. I. Alves, Roberto da Gama, orient. II. Título.

BRUNO GOMES DE MENEZES

**FATORES QUE GOVERNAM AS ASSEMBLEIAS DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS EM NASCENTES TROPICAIS DE ÁREAS PROTEGIDAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada a Conservação e Manejo de Recursos Naturais.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Roberto da Gama Alves (Orientador)

Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dra. Vivian Gemiliano Pinto

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

Prof. Dr. Nathan Oliveira Barros

Universidade Federal de Juiz de Fora

Dedico esse trabalho em especial ao meu pai (em memória) por todos os seus ensinamentos e a minha mãe por todo amor e apoio ao longo dessa caminhada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a DEUS acima de tudo por atender minhas orações, por possibilitar essa conquista e por ter me dado força para seguir, não me deixando desistir dos meus objetivos.

À minha mãe, Rozilma, pelo carinho, amor, força e apoio incondicional durante todo esse período e a minha irmã, Tayna, por todo carinho, amor, apoio e pelas ajudas nas inúmeras tabelas desse trabalho. Sem vocês essa conquista não seria possível.

À minha família e meus amigos, por todas as formas de apoio, pelas ajudas, pelas orações, por todas as conversas e incentivos. Obrigado por toda atenção, por não me deixarem desistir, por me ajudarem a vencer todos esses obstáculos. Minha eterna gratidão a todos vocês.

Ao meu orientador, Dr. Roberto da Gama Alves, agradeço pela oportunidade concedida, pela confiança, compreensão e os inúmeros ensinamentos. Obrigado por ter tornado possível essa conquista.

Às minhas grandes amigas Lidimara Silveira e Luciana Faldi, primeiramente pela paciência, por todos os ensinamentos, pela amizade, risadas e por cada palavra de incentivo. Muito obrigado por tudo, vocês são sensacionais!

Aos demais amigos do Laboratório de Invertebrados Bentônicos (LIB) pela companhia, em especial ao Guilherme, por toda ajuda e ensinamentos.

A minha família de Juiz de Fora: Maria, Moacir, Ketlin, Willian e Felipe Jota pelo acolhimento, amizade, carinho e pela força durante todo esse período.

Aos meus professores da graduação (Tânia, Isabela e Alice) por todo conhecimento, carinho e incentivo.

A Universidade Federal de Juiz de Fora e ao programa de Pós-Graduação em Ecologia pela estrutura fornecida para a realização desse trabalho. Agradeço também aos secretários do PGECOL por todo suporte.

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

“Com o correr do tempo - do tempo não em anos, e sim em milênios - a vida ajustou-se, e um equilíbrio foi conseguido. Porquanto o tempo é ingrediente essencial; mas, no mundo moderno, não há tempo. A rapidez da mudança e a velocidade com que novas situações se criam acompanham o ritmo impetuoso e insensato do Homem, ao invés de acompanhar o passo deliberado da Natureza.”

Rachel Carson, Primavera Silenciosa, 1962.

RESUMO

Nascentes são conhecidas como ecossistemas relativamente estáveis e caracterizadas por condições ambientais específicas que as diferem de todos os outros ambientes aquáticos. São constituídas por três grandes ecótonos que ocorrem na interface entre a água superficial, subterrânea e o ecossistema terrestre, resultando em uma série de micro-habitats que sustentam uma alta riqueza de espécies. Nascentes representam um local ideal para examinar as relações entre as comunidades faunísticas e os parâmetros ambientais que influenciam sua distribuição, porém a compreensão dessas relações ainda são pouco entendidas. Estudos da fauna das nascentes de regiões tropicais ainda são escassos, estando à maioria concentrados em regiões temperadas e alpinas. O objetivo desse trabalho foi examinar as influências das variáveis ambientais e espaciais sobre a distribuição da fauna bentônica, avaliando também a complexidade de habitat representada pelos três tipos de nascentes (helocreno, limnocreno e rheocreno) sobre a composição das assembleias de macroinvertebrados. Foram obtidas três amostras compostas de substrato (pedra, areia e folhiço) em vinte e uma nascentes de três Unidades de Conservação do estado de Minas Gerais, Brasil. Um total de 19.373 espécimes foram identificados e o grupo dos insetos apresentaram maior abundância em relação aos não insetos. Os resultados da análise de redundância parcial mostraram que tanto as variáveis ambientais, quanto as variáveis espaciais foram essenciais para a estruturação da fauna bentônica das nascentes estudadas. A composição da fauna bentônica também diferiu entre as nascentes Rheocreno, Helocreno e Limnocreno e entre as unidades de conservação. A heterogeneidade de micro-habitats presente nos diferentes tipos de nascentes exerce forte influência na estruturação da fauna de macroinvertebrados, resultando em uma fauna diversa. Conclui-se que as variáveis ambientais e espaciais são de grande importância para a estruturação da fauna juntamente com a variedade de micro-habitats presente nos diferentes tipos de nascentes e a sua preservação torna-se essencial, pois a perda de qualquer um desses habitats pode afetar a biodiversidade regional.

Palavras-chave: Integridade ambiental; complexidade de habitat; conservação.

ABSTRACT

Springs are known as relatively stable ecosystems characterized by specific environmental conditions that differ them from all other aquatic environments. They are constituted by three large ecotones that occur at the interface between surface water, groundwater and the terrestrial ecosystem, resulting in a series of micro-habitats that sustain a high species richness. Springs are an ideal place to examine the relationships between faunistic communities and the environmental parameters that influence their distribution, but the understanding of these relationships is still poorly known. Studies of the fauna of the springs of tropical regions are still sparse, being mostly concentrated in temperate and alpine zones. The objective of this work was to examine the influence of environmental and spatial variables on the distribution of benthic fauna, also evaluating the habitat complexity represented by the three types of springs (Helocrene, Limnocrene and Rheocrene) on the composition of macroinvertebrate assemblages. Three samples composed of substrate (stone, sand and foliage) were obtained in twenty one springs of three Conservation Units of the state of Minas Gerais, Brazil. A total of 19.373 specimens were identified and the group of insects showed more abundance in relation to non-insects. The results of the partial redundancy analysis showed that both environmental variables and spatial variables were essential for structuring the benthic fauna of the springs studied. The composition of the benthic fauna also differed between the Rheocrene, Helocrene and Limnocrene springs and between the conservation units. The heterogeneity of micro-habitats present in the different types of springs exerts a strong influence on the structure of macroinvertebrate fauna, resulting in a diverse fauna. It is concluded that the environmental and spatial variables are of great importance for the structuring of the fauna jointly with the variety of micro-habitats present in the different types of springs and their preservation becomes essential, because the loss of any of these habitats can affect regional biodiversity.

Key-words: Environmental integrity; Habitat complexity; conservation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAL E METODOS	13
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	13
2.2 COLETA E IDENTIFICAÇÃO DA FAUNA.....	13
2.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS	17
2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	17
3. RESULTADOS	20
4. DISCUSSÃO	27
5. CONCLUSÃO	31
REFERÊNCIAS	32
ANEXOS	41
APÊNDICE	42

1. INTRODUÇÃO

Os habitats límnicos desempenham um papel importante nas Unidades de Conservação controlando tanto a fauna submersa, quanto as comunidades terrestres presentes em seu entorno (GERECKE et al., 2011). Entre os diferentes tipos de habitats presentes nas Unidades de Conservação estão as nascentes. Apesar de apresentarem na maioria das vezes tamanhos reduzidos, os habitats de nascentes (crenais) são numerosos e heterogêneos (GERECKE et al., 2011) e portanto, o conhecimento de sua biodiversidade e estrutura de habitat são essenciais para a sua conservação (ILMONEN & PAASIVIRTA, 2005).

Nascentes são pontos de descarga de um sistema de fluxo que transporta água subterrânea a partir de áreas de recarga, descarregando no solo sob influência da gravidade. Assim, as características químicas de uma nascente representam uma combinação dos diversos pontos de recarga e uma mistura de água que se infiltrou no solo em diferentes tempos e diferentes locais. As taxas de recarga das águas subterrâneas dependerão principalmente da dinâmica entre a precipitação, infiltração, escoamento e evapotranspiração (KAMP, 1995).

Nascentes são conhecidas como ecossistemas relativamente estáveis (CANTONATI et al., 2012), consideradas habitats únicos de água doce devido a sua ocorrência isolada (HOFFSTEN & MALMQVIST, 2000; STAUDACHER & FUREDER, 2007) e caracterizadas por condições ambientais específicas, principalmente relacionada ao regime de descarga e temperatura constante da água, diferenciando-as de todos os outros ambientes aquáticos (LAKE, 2000; RADKOVA et al., 2014). Essa estabilidade é determinada principalmente pela característica hidrogeológica das nascentes (KAMP, 1995), tornando-as um local de refúgio para a fauna aquática (BOTOSANEANU, 1995).

Em relação aos diferentes tipos morfológicos observados em nascentes, elas podem ser classificadas em Helocreno, Limnocreno e Rheocreno, de acordo com o modelo proposto por Steinmann (1915) e Thienemann (1922). Nascentes Helocreno formam áreas alagadas, caracterizadas pelo aparecimento difuso da água e a formação de uma zona pantanosa. Limnocreno são nascentes que formam poças com água disponível na superfície e ausência de corrente visível. Nascentes Rheocreno, por sua vez, formam um curso d'água logo após a área de descarga (CANTONATI et al., 2006).

As nascentes são constituídas por três grandes ecótonos que ocorrem na interface entre a água superficial, subterrânea e o ecossistema terrestre (BARQUIN & SCARSBROOK,

2008), formando assim um mosaico composto por ambientes aquáticos, semi-aquáticos e semi-terrestres (STAUDACHER & FUREDOR, 2007). Essa estrutura ecotonal resulta em uma série de micro-habitats que sustentam alta riqueza de espécies (CANTONATI et al., 2012), incluindo uma composição diversificada de indivíduos cosmopolitas e endêmicos (BARQUIN & SCARSBROOK, 2008), representada por taxa crenobiontes (organismos que são encontrados exclusivamente em nascentes), crenófilos (organismos que vivem preferencialmente em habitats de nascentes, mas também podem ocupar outros habitats de água doce) e crenoxenos (organismos encontrados ocasionalmente em nascentes) (BOTTAZZI et al., 2008; ILMONEN et al., 2013).

A alta riqueza e diversidade de espécies presente nas nascentes podem estar relacionadas principalmente com a complexidade do habitat e a ocorrência de áreas lólicas e lênticas na zona eucrenal (STAUDACHER & FUREDOR, 2007). A interação entre os ecossistemas aquático e terrestre consiste também em um importante componente para a estruturação dos habitats de nascentes (BARQUIN & SCARSBROOK, 2008), resultando em vários graus de adaptação das assembleias de macroinvertebrados (STAUDACHER & FUREDOR, 2007). No entanto, a estrutura da vegetação ciliar, o uso do solo no entorno das nascentes, os parâmetros ambientais e geográficos podem influenciar a composição das comunidades e afetar o modo de dispersão e especialização de habitat (SMITH et al., 2003; HORSACK et al., 2015).

Estudos realizados em nascentes mostram que entre as características físicas e químicas e fatores espaciais que podem influenciar a composição estrutural das comunidades de macroinvertebrados (SMITH & WOOD, 2002), estão a composição do substrato (HAHN, 2000; VON FUMETTI et al., 2006), constância e permanência do fluxo (ERMAN & ERMAN, 1995; HOFFSTEN & MALMQVIST, 2000; SMITH & WOOD, 2002; VON FUMETTI et al., 2006), temperatura (SMITH et al., 2003), pH (GLAZIER, 1991; HAHN, 2000), altitude e localização geográfica (DUMNICKA et al., 2007; WIGGER et al., 2015), matéria orgânica (ROSI-MARSHALL & WALLACE, 2002; VON FUMETTI et al., 2006) e a química da água (GLAZIER, 1991; WILLIAMS et al., 1997). A alta heterogeneidade morfológica apresentada pelas nascentes contribui também para abrigar uma fauna bentônica diversa (BONETTINI & CANTONATI, 1996).

Nascentes apresentam condições ideais para se estudar as relações entre as comunidades faunísticas e os parâmetros ambientais que influenciam sua distribuição (SMITH et al., 2003), porém, a compreensão dessas relações ainda são pouco entendidas

(WILLIAMS et al., 1997). Estudos da fauna das nascentes de regiões tropicais ainda são escassos, estando à maioria concentrados em regiões temperadas e alpinas (GLAZIER & GOOCH, 1987; VON FUMETTI et al., 2006; SPITALE et al., 2012; DUMNICKA et al., 2013; RADKOVA et al., 2014).

Devido à escassez de estudos em nascentes de regiões tropicais, acreditamos que as Unidades de Conservação podem ser consideradas áreas adequadas para se realizar estudos da fauna bentônica presentes nestes habitats, sob condições naturais. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi conhecer a fauna presente em nascentes tropicais de áreas protegidas e examinar a influência das variáveis ambientais sobre a distribuição de macroinvertebrados a fim de responder as seguintes questões: (1) parâmetros físicos e químicos e fatores como distância geográfica entre as nascentes têm influência sobre as assembleias de macroinvertebrados? (2) a complexidade do habitat representada pelos três tipos de nascentes (Helocreno, Limnocreno e Rheocreno) exerce influência na composição específica das assembleias de macroinvertebrados?

2. MATERIAL E METODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no ano de 2014, em três Unidades de Conservação do estado de Minas Gerais, Brasil: Parque Estadual da Serra do Papagaio, Parque Estadual de Ibitipoca e Unidade de Conservação da Serra de São José (Figura 1).

O Parque Estadual da Serra do Papagaio ($22^{\circ}08'33.8''$ S e $44^{\circ}43'43.0''$ W) localiza-se no sul de Minas Gerais, na Serra da Mantiqueira, abrangendo parte dos municípios de Aiuruoca, Alagoa, Itamonte, Pouso Alto e Baependi. Possui uma área de 22.917 hectares e altitude variando de 1.200 a 2.360 m. O Parque é constituído por remanescentes de Mata Atlântica e Campos de Altitude, abrigando várias espécies raras e endêmicas e as principais fontes de água doce da região (SILVA et al.; 2008).

O Parque Estadual de Ibitipoca situa-se entre os municípios de Lima Duarte e Santa Rita de Ibitipoca, no sudeste de Minas Gerais, a $21^{\circ}40' - 21^{\circ}44'$ S e $43^{\circ}52' - 43^{\circ}55'$ W, abrangendo uma área de aproximadamente 1.923 hectares e altitude variando de 1.000 a 1.784 m. Apresenta em sua área um mosaico de formações vegetais, das quais o campo rupestre ocupa a maior extensão (NETO et al., 2007). A presença de água nesta unidade é constante, constituído por ambientes com nascentes e cursos d'água intermitentes (DIAS et al., 2002).

A Unidade de Conservação da Serra de São José estende-se por 12 km entre os municípios de São João del Rei, Coronel Xavier Chaves, Tiradentes, Prado e Santa Cruz de Minas, localizada no centro-sul de Minas Gerais entre as coordenadas geográficas $21^{\circ}00' - 21^{\circ}02'$ S e $44^{\circ}00' - 44^{\circ}15'$ W. Constitui-se de um maciço de arenito quartzítico que ergue-se a uma altitude de aproximadamente 1400 m e nascentes de vários cursos d'água (OLIVEIRA-FILHO & MACHADO, 1993).

2.2 COLETA E IDENTIFICAÇÃO DA FAUNA

Foram selecionadas vinte e uma nascentes, sendo sete em cada área, para a coleta da fauna e obtenção das variáveis ambientais (Tabela I). Em cada nascente foram obtidas as coordenadas geográficas e a altitude através do GPS Garmin MAP 76CSx, realizada a caracterização visual do substrato e determinada a sua tipologia baseado no modelo proposto por Steinmann (1915) e Thienemann (1922).

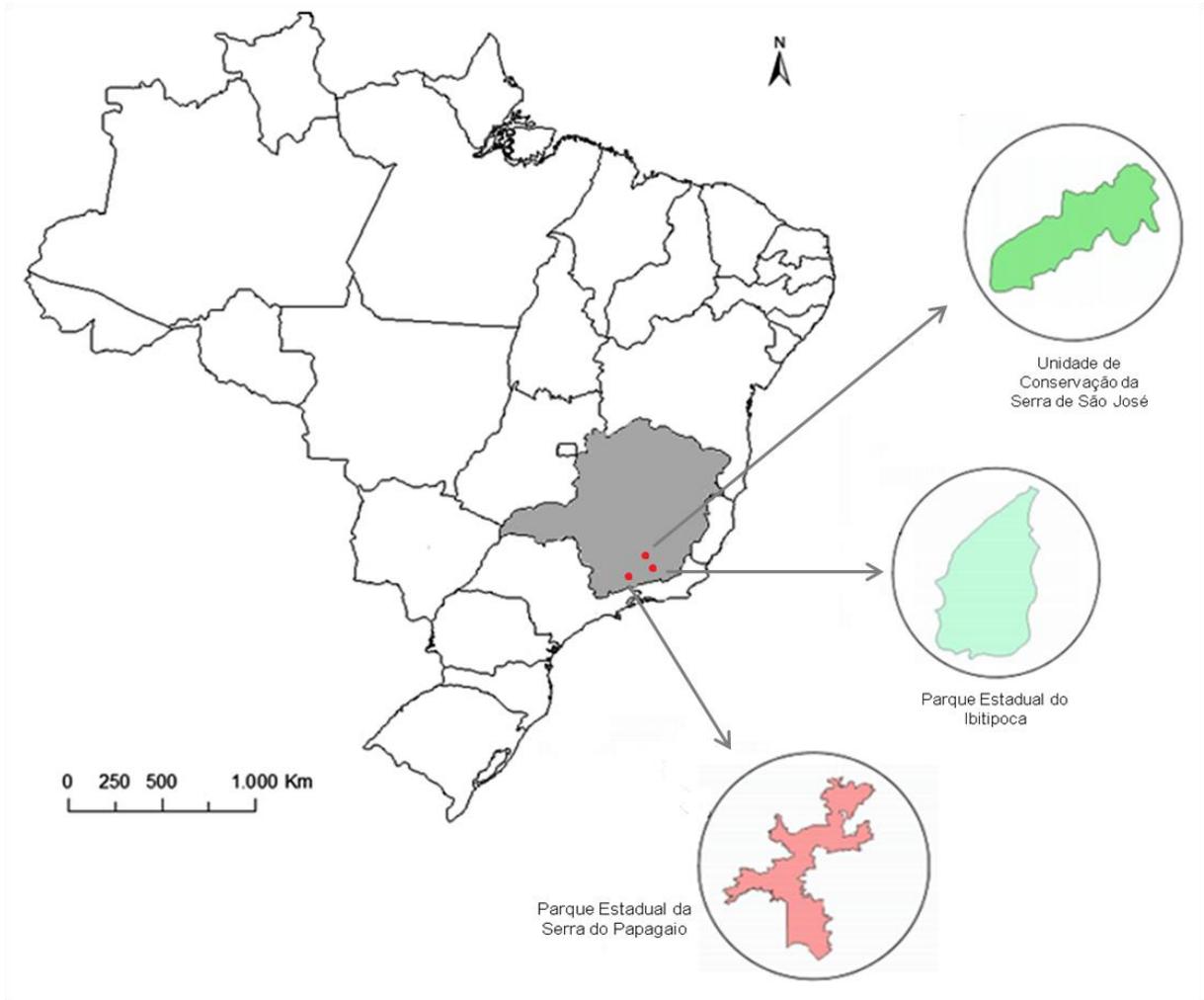


Figura 1: Áreas de estudo: Unidade de Conservação da Serra de São José (S.JSE), Parque Estadual de Ibitipoca (IBIT) e Parque Estadual da Serra do Papagaio (S.PAP). Escala referente ao mapa do Brasil.

Tabela I: Descrição das nascentes amostradas em Unidades de Conservação (S.PAP = Parque Estadual da Serra do Papagaio, IBIT = Parque Estadual de Ibitipoca e S.JSE = Unidade de Conservação da Serra de São José).

Local e Ponto	Localização	Substrato	Altitude (m)	Tipo	IC
S.PAP N1	22°08'40.9" S 44°44'24.8" W	Arenoso; presença de folhas	1723	Rheocreno	39
S.PAP N2	22°07'45.7" S 44°44'40.9" W	Arenoso; presença de folhas e galhos	1942	Helocreno	39
S.PAP N3	22°07'30.7" S 44°44'29.7" W	Arenoso; presença de folhas e pedras	1934	Rheocreno	39
S.PAP N4	22°07'30.9" S 44°44'30.4" W	Arenoso-argiloso; presença de folhas, raízes e galhos	1929	Helocreno	39
S.PAP N5	22°08'08.3" S 44°42'43.1" W	Argiloso; presença de bromélias e raízes	1711	Helocreno	39
S.PAP N6	22°08'07.4" S 44°42'32.0" W	Argiloso; presença de raízes	1662	Helocreno	39
S.PAP N7	22°07'56.9" S 44°42'20.4" W	Arenoso; presença de raízes	1671	Limnocreno	37
IBIT N1	21°42'03.4" S 43°53'40.7" W	Arenoso; presença de folhas, galhos e pedras	1312	Limnocreno	39
IBIT N2	21°42'08.3" S 43°52'41.5" W	Arenoso; presença de folhas e galhos	1420	Rheocreno	39
IBIT N3	21°42'10.2" S 43°52'40.4" W	Arenoso; presença de folhas	1496	Rheocreno	39
IBIT N4	21°42'11.0" S 43°52'40.8" W	Arenoso; presença de folhas e pedra	1490	Limnocreno	39
IBIT N5	21°42'42.5" S 43°53'44.4" W	Arenoso; presença de folhas e tronco	1304	Limnocreno	39
IBIT N6	21°42'02.8" S 43°53'32.6" W	Arenoso; presença de folhas e pedra.	1398	Rheocreno	39
IBIT N7	21°42'47.1" S 43°54'28.7" W	Arenoso; presença de folhas, galhos e pedra	1199	Rheocreno	37
S.JSE N1	21°03'18.6" S 44°07'54.3" W	Arenoso; presença rochas e pedras	1054	Limnocreno	37
S.JSE N2	21°06'40.5" S 44°12'37.4" W	Arenoso; presença de folhas, rochas e pedras	935	Limnocreno	39
S.JSE N3	21°06'19.8" S 44°12'02.4" W	Arenoso; presença de folhas e pedras	1027	Limnocreno	37
S.JSE N4	21°06'48.0" S 44°12'08.5" W	Arenoso; presença de pastagem	988	Helocreno	37
S.JSE N5	21°05'51.1" S 44°12'09.0" W	Arenoso; presença de folhas e pedras	1002	Rheocreno	32
S.JSE N6	21°05'22.7" S 44°11'27.7" W	Arenoso; presença de folhas, rochas, pedras e raízes	1004	Limnocreno	36
S.JSE N7	21°03'57.6" S 44°09'30.4" W	Arenoso; presença de folhas, cascalho e pedras	986	Limnocreno	39

Para a avaliação do grau de preservação do entorno das nascentes, foi aplicado o Índice de Impacto Ambiental (IC) proposto por GOMES et al., 2005, no qual diversos fatores foram analisados, principalmente relacionados a interferência humana (Anexo 1). Para cada parâmetro avaliado foi atribuído uma pontuação e o grau de preservação das nascentes expresso em ótimo (entre 37 e 39), bom (entre 34 e 36), razoável (entre 31 e 33), ruim (entre 28 e 30) e péssimo (abaixo de 28).

Em cada nascente foi delimitado um trecho de 5 metros e realizadas três coletas compostas de substratos (pedra, areia e folhiço) com uma rede (área 0.01 m² e malha 100 µm) através de arrastos longitudinais por 10 segundos. Em cada ponto coletado, a largura e profundidade foram aferidas utilizando uma trena. As coletas ocorreram no ponto de extrusão da água, não ultrapassando o techo delimitado. As nascentes estudadas apresentaram dimensões menores do que as nascentes relatadas na literatura (NIELSEN, 1950; SPRINGER & STEVENS, 2008; FATTORINI et al., 2016), baixa profundidade (média de 7,39 cm nas nascentes da Serra do Papagaio, 10,17 cm em Ibitipoca e 32,19 cm para as nascentes da Serra de São José) e não apresentaram tipologias intermediárias (Figura 2).



Figura 2: Classificação morfológica das nascentes amostradas: Rheocreno (A,B), Helocreno (C,D) e Limnocreno (E,F).

Após a coleta, os substratos amostrados foram conservados em álcool 70°GL e levados para o laboratório. As amostras foram lavadas em peneira (malha de 100 µm) e os organismos foram triados e indentificados sob microscópio estéreooscópico, em nível taxonômico de família (sempre que possível), através de chaves de identificação especializadas (MERRITT et al., 2008; DOMÍNGUEZ & FERNÁNDEZ, 2009; SEGURA et al., 2011; BOUCHARD, 2012; HAMADA et al., 2014). A fauna identificada foi preservada em álcool 70°GL e depositada junto a coleção zoológica do Laboratório de Invertebrados Bentônicos (LIB) da Universidade Federal de Juiz de Fora.

2.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Amostras de água foram coletadas em frascos de 500 ml, transportadas em isopor e posteriormente armazenadas em freezer para análise da concentração de nitrogênio e fósforo total (WETZEL & LIKENS, 2001), nitrito (STRICKLAND & PARSONS, 1968), nitrato (CRUMPTON et al., 1992), amônia (APHA, 1998) e sílica (APHA, 1983). Em campo, foram mensuradas as variáveis pH (Digimed DM-22), condutividade elétrica (Digimed DM-3p), oxigênio dissolvido (Instrutherm MO-900), temperatura da água (Digimed DM-3p) e turbidez (Instrutherm TD300).

Amostras de sedimento foram coletadas separadamente para a análise granulométrica proposta pela norma técnica NBR 7181/1982 (ABNT, 1982). O sedimento foi separado em peneiras (2 mm a 75 µm) através de agitador mecânico e classificado nas seguintes frações: areia muito grossa (1 mm < x < 2 mm), areia grossa (500 µm < x < 1 mm), areia média (250 µm < x < 500 µm), areia fina (150 µm < x < 250 µm), areia muito fina (73 µm < x < 150 µm) e silte/argila (< 73 µm). O teor de matéria orgânica do sedimento foi obtido a partir de uma amostra de 3 g, que foi incinerada em mufla a 550 °C por 4 horas e determinado através da diferença entre o peso inicial e final.

2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Análise de variância-one way ANOVA, seguida pelo teste de Tukey (ZAR, 1999), foi realizada para avaliar a diferença da riqueza taxonômica e abundância total entre as nascentes de diferentes localidades e entre os tipos de nascentes. Os dados da fauna foram inicialmente testados quanto à normalidade dos resíduos (teste de Shapiro-Wilk, $p > 0,05$), homogeneidade da variância (Teste de Levene, $p > 0,05$) e transformados em $\log(x + 1)$ quando necessário. A

análise foi realizada no programa R (R CORE TEAM, 2016), com o auxílio das funções do pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2016).

Para avaliar a relação entre os tipos de nascentes e as áreas estudadas sobre a composição da comunidade bentônica, foi utilizada a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) (ANDERSON, 2001). Os valores de p foram obtidos através de 9999 permutações aleatórias (ANDERSON & TER BRAAK, 2003) e a matriz de similaridade foi calculada utilizando o coeficiente de Bray-Curtis, baseado na abundância transformada da fauna ($\log x + 1$). A análise foi realizada no programa Primer 6 Version 6.1.13 (CLARKE & GORLEY, 2006) e Permanova Version 1.0.3 (MCARDLE & ANDERSON, 2001).

A análise de espécies indicadoras (IndVal) foi utilizada para avaliar quais taxa registraram a maior abundância e frequência para um determinado grupo de nascentes. Foi calculado um valor indicador para cada taxa em cada grupo e posteriormente testada a significância estatística através de randomização (DUFRENE & LEGENDRE, 1997; CÁCERES & LEGENDRE, 2009; CÁCERES et al., 2010). Taxa que apresentaram 1 ou 2 indivíduos foram retirados da análise. A análise foi realizada no programa R (R CORE TEAM, 2016).

A ordenação do padrão de distribuição da fauna em relação às tipologias das nascentes foi obtida através do Escalonamento Multidimensional não-Métrico (nMDS), utilizando o índice de Bray-Curtis como coeficiente de distância e com os dados de abundância logarimitizados ($\log x + 1$). A análise foi realizada no programa PC-ORD 5.0 (MCCUNE & MEFFORD, 2006).

Para verificar a influência das variáveis espaciais (localização geográfica das nascentes) e ambientais (temperatura da água, profundidade, condutividade, oxigênio dissolvido, turbidez, pH, carbono orgânico total, carbono orgânico dissolvido, dureza, nitrato, nitrito, amônia, nitrogênio inorgânico dissolvido, nitrogênio total, sílica, fosfato, fósforo total, cloro, ferro, magnésio, matéria orgânica e frações granulométricas) e a influência dos dois fatores compartilhados sobre a composição da fauna bentônica das nascentes foi realizada a Análise de Redundância Parcial (RDAP) (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). As variáveis ambientais foram transformadas pelo método do desvio padrão, os dados de abundância da fauna transformados pelo coeficiente de distância de Hellinger (RAO, 1995) e as coordenadas geográficas transformadas em graus decimais. Foi realizada a análise de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM) a partir da matriz de distância geográfica para

extrair os autovetores, usados como variáveis espaciais na RDAP (BORCARD & LEGENDRE, 2002). Os resultados da RDAP foram baseados nas frações ajustadas (R^2) da variação total explicada pela análise, sendo: (I) variação exclusivamente ambiental, (II) variação exclusivamente espacial, (III) variação compartilhada por fatores ambientais e espaciais, (IV) variação residual (não explicada por nenhum dos fatores anteriores) . A análise foi realizada no programa R (R CORE TEAM, 2016) usando funções do pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2016).

3. RESULTADOS

Foram coletados no total 19.373 organismos distribuídos em 65 taxa. A classe Insecta foi a mais abundante (17.757 indivíduos – 91,66%) em relação aos organismos pertencentes aos grupos não insetos (1.616 indivíduos – 8,34%). Dentre os insetos, a ordem Diptera foi a mais representativa com maiores abundâncias nas famílias Chironomidae (14.341 indivíduos – 80,76%) e Ceratopogonidae (1.469 indivíduos – 8,27%). Já entre os grupos não insetos, Oligochaeta foi mais representativo (821 indivíduos – 50,80%), seguido por Amphipoda (359 indivíduos – 22,21%) (Tabela II).

Houve diferença significativa na abundância entre as áreas estudadas ($gl = 2$; $F = 9,688$; $p = 0,001$). As nascentes do Parque Estadual de Ibitipoca diferiram tanto em relação a Serra do Papagaio ($p = 0,001$) quanto à Serra de São José ($p = 0,009$), mas essa diferença não foi estatisticamente constatada entre as nascentes da Serra do Papagaio e da Serra de São José ($p = 0,722$). Em relação à riqueza entre as nascentes dessas três áreas, não foi observada diferença significativa ($gl = 2$; $F = 1,806$; $p = 0,193$). Quanto à tipologia das nascentes, a fauna bentônica não apresentou diferença significativa em relação à abundância ($gl = 2$; $F = 1,773$; $p = 0,198$) e à riqueza ($gl = 2$; $F = 3,147$; $p = 0,067$).

A composição da fauna bentônica diferiu tanto entre as nascentes de diferentes localidades (PERMANOVA: $df = 2$; pseudo-F = 4,465; $p < 0,001$) quanto em relação às tipologias (PERMANOVA: $df = 2$; pseudo-F = 3,991; $p < 0,001$) (Tabela III).

Taxa	PAPAGAIO (S.PAP)							IBITIPOCA (IBIT)							SÃO JOSÉ (S.JSE)						
	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7
Corydalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Megaloptera sp.	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera																					
Dytiscidae	0	0	4	5	0	2	0	3	1	3	6	1	0	4	14	5	3	1	0	1	0
Elmidae	19	0	9	0	0	2	0	0	71	2	1	0	1	58	4	0	3	1	3	0	5
Hydrophilidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	13	2	0	0	20	0	0	0	0	1	0	5
Hydraenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	1	0
Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0
Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	2
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Scirtidae	27	8	1	2	0	0	0	3	101	0	1	12	1	10	0	4	0	1	0	0	0
Staphylinidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Lampyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Trichoptera																					
Hydropsychidae	2	0	0	5	0	2	1	0	0	1	0	0	0	3	0	1	0	0	3	0	0
Calamoceratidae	76	10	25	21	0	0	0	0	0	0	0	1	0	40	0	11	0	0	26	4	1
Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	3	0	8	0	1	0	6	0	0	0	0	167	2	0	0
Odontoceridae	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	3	21	0	91	0	0	0	3	0	1	19	6	11	6	0	0	1	0	0	2	0
Helicopsychidae	0	0	0	22	0	0	0	2	10	2	1	0	1	6	0	0	0	0	9	1	0
Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	2	0	8	0	0	3	7	0	0	0	0	1	1	0
Anomalopsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Sericostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera sp.	0	0	1	0	1	2	1	0	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Hemiptera																					
Mesoveliidae	0	0	2	0	0	0	1	2	0	0	5	6	5	8	1	0	0	0	1	2	0
Veliidae	0	0	1	0	0	2	0	7	0	0	3	3	6	8	0	0	0	0	0	1	0

Taxa	PAPAGAIO (S.PAP)							IBITIPOCA (IBIT)							SÃO JOSÉ (S.JSE)						
	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7
Gelastocoridae	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Naucoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
Hebridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hemiptera sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera																					
Perlidae	5	7	3	15	0	0	0	0	5	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0
Gripopterygidae	1	0	0	0	2	5	1	0	3	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera																					
Leptohiphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Ephemeroptera sp.	0	0	10	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	14	0	0	0	0	0	2	4
Nematoda	0	0	9	10	3	52	7	0	3	2	1	0	0	5	0	0	1	0	0	2	0
Copepoda	0	0	0	0	0	79	85	0	0	0	0	0	0	22	0	6	21	0	0	0	0
Acari	1	1	0	1	0	24	37	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2	1	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Amphipoda	354	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Collembola	5	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	13	0	0	0	0	0	1	0
Lepidoptera	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0
Hirudinea	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0
Turbellaria	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Oligochaeta	3	41	31	249	5	53	6	44	108	29	19	16	4	120	3	10	10	5	18	29	18
TOTAL	646	326	299	1098	103	820	271	1451	1471	1649	991	1464	1156	3408	359	307	563	338	435	654	1564

Tabela III: Resultado da Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) entre as áreas amostradas e entre os tipos de nascentes. Valor de p para 9999 permutações (Monte Carlo; MC). (IBIT = Parque Estadual de Ibitipoca; S.PAP = Parque Estadual da Serra do Papagaio; S.JSE = Unidade de Conservação da Serra de São José).

Comparação entre as áreas de nascentes	t	p (MC)
IBIT X S.PAP	2,241	< 0,001
IBIT X S.JSE	2,088	< 0,001
S.PAP X S.JSE	2,008	< 0,001
Comparação entre os tipos de nascentes	t	p (MC)
Rheocreno X Helocreno	1,690	0,004
Rheocreno X Limnocreno	2,134	< 0,001
Helocreno X Limnocreno	2,085	< 0,001

A análise de espécies indicadoras (IndVal) identificou 5 taxa com maior abundância e frequência em nascentes do tipo Rheocreno, 2 taxa para nascentes Helocreno, 1 táxon para Limnocreno e outros 6 taxa relacionados a mais de um tipo de nascente (Tabela IV).

Tabela IV: Resultado da análise de espécies indicadoras e valor indicador (IndVal) para os três tipos de nascentes (Rheocreno, Helocreno e Limnocreno) do Parque Estadual da Serra do Papagaio, Parque Estadual de Ibitipoca e Unidade de Conservação da Serra de São José.

Taxa	IndVal	Valor de p	Grupo associado
Elmidae	0,783	0,005	Rheocreno
Hydrophilidae	0,539	0,010	Rheocreno
Collembola	0,492	0,035	Rheocreno
Lepidoptera	0,488	0,025	Rheocreno
Polycentropodidae	0,460	0,035	Rheocreno
Hirudinea	0,511	0,010	Helocreno
Psychodidae	0,438	0,030	Helocreno
Culicidae	0,592	0,005	Limnocreno
Oligochaeta	0,866	0,005	Rheocreno e Helocreno
Calamoceratidae	0,667	0,025	Rheocreno e Helocreno
Tipulidae	0,639	0,010	Rheocreno e Helocreno
Perlidae	0,553	0,005	Rheocreno e Helocreno
Mesoveliidae	0,577	0,020	Rheocreno e Limnocreno
Copepoda	0,463	0,050	Helocreno e Limnocreno

De uma maneira geral o nMDS (Stress = 0,2391) mostrou uma separação entre a fauna dos diferentes tipos de nascentes, havendo pouca sobreposição (Figura 3).

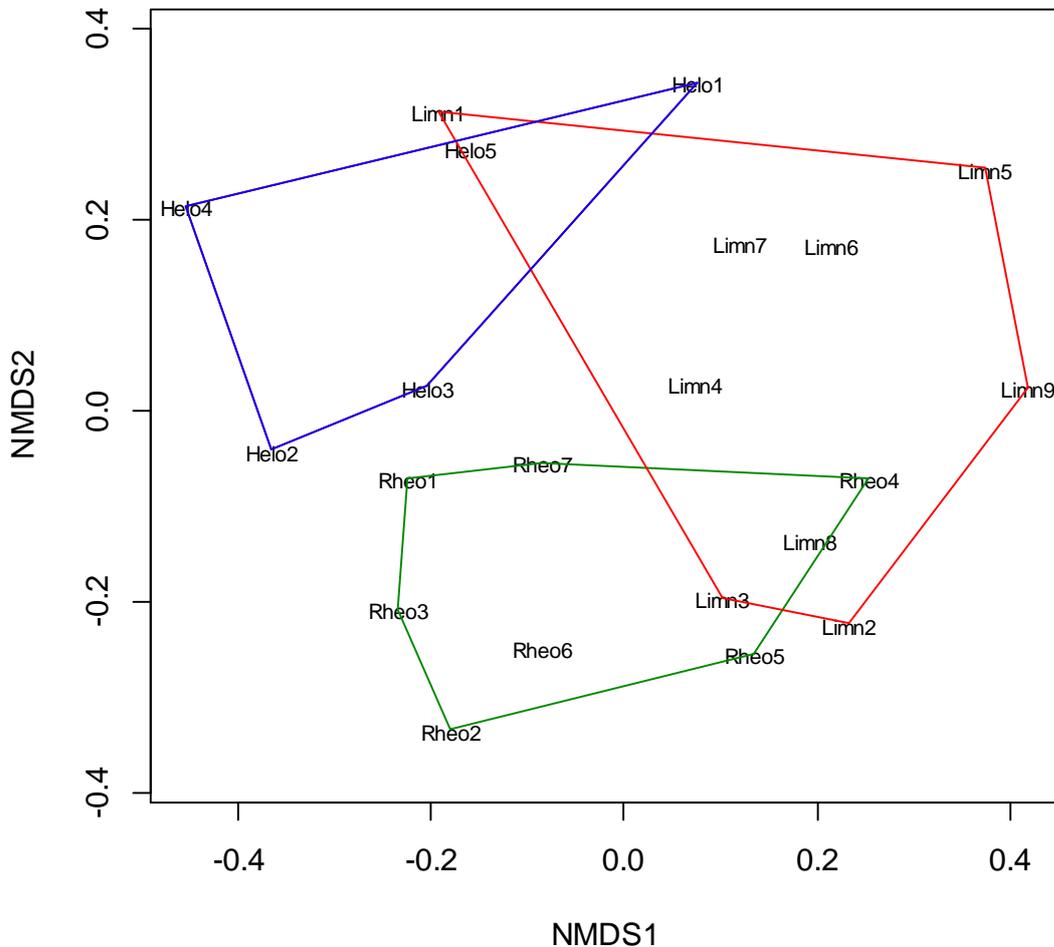


Figura 3: Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS) das nascentes e sua relação entre a composição da fauna e os tipos de nascentes: Rheocreno (Rheo), Limnocreno (Limn), Helocreno (Helo).

O resultado da Análise de Redundância Parcial (RDAP) mostrou que as variáveis ambientais pH da água, Matéria Orgânica (MO), Magnésio (Mg), Sílica (SiO_3), Nitrito (NO_2) e frações de areia fina explicaram 12% ($p = 0,001$) da variação da composição da fauna (Figura 4). Já a variação espacial exclusivamente explicou 9% ($p = 0,020$) e os outros 10%

foram explicados pelos dois fatores compartilhados ($p < 0,05$). As variáveis residuais (não medidas) alcançaram 68%.

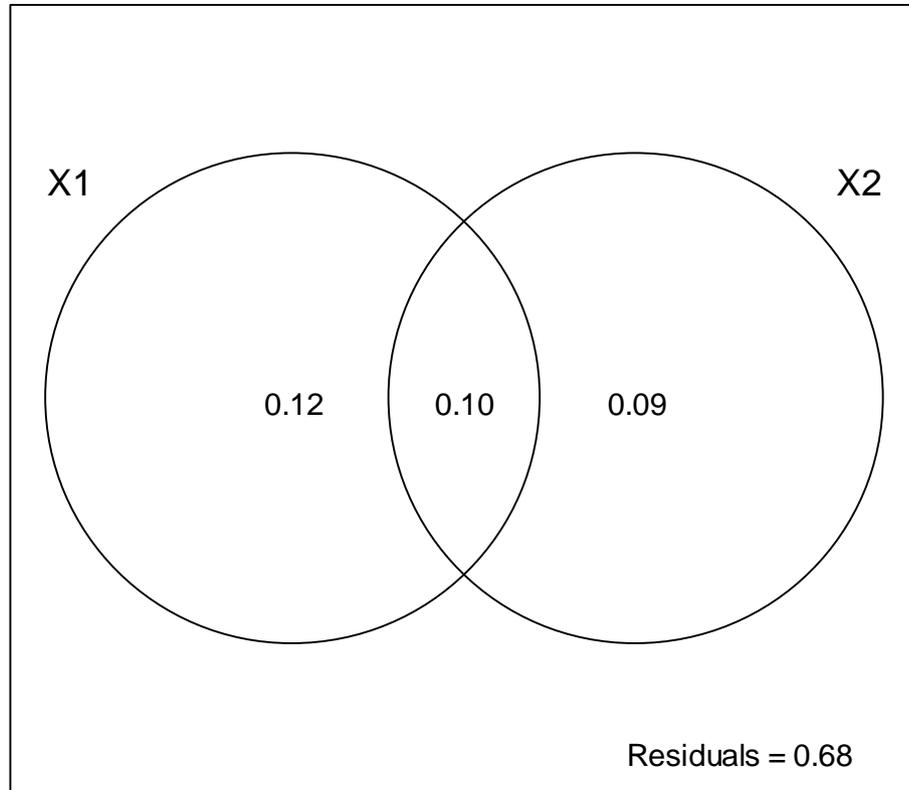


Figura 4: Resultado das porcentagens explicadas pelos fatores ambientais (X1), espaciais (X2), compartilhada e residual através da análise de redundância parcial (RDAP). (PCNMs: 1, 3 e 6; Valores R^2).

4. DISCUSSÃO

A alta riqueza e abundância da fauna encontrada nas nascentes das Unidades de Conservação podem estar relacionadas com a integridade ambiental desses locais, sobretudo por se localizarem em áreas protegidas. O estudo realizado por SOBCZAK et al. (2013) mostrou a eficácia da Unidade de Conservação no sul do Brasil, principalmente relacionada com a elevada riqueza de táxons em riachos de áreas preservadas. Além disso, a disponibilidade de habitat e as fontes alimentares de áreas protegidas são adequadas para suportar a sobrevivência dos organismos (BUENO et al., 2003; SOBCZAK et al., 2013). As estratégias desenvolvidas pelos insetos como a facilidade de dispersão (VERBERK et al., 2008) e as adaptações morfológicas e fisiológicas para a vida aquática (HYNES, 1970; FERRINGTON, 1995), são fundamentais para a colonização desses ambientes.

A elevada abundância de Chironomidae encontrada nas nascentes estudadas pode estar associada à habilidade das larvas em colonizar os mais diversos ambientes aquáticos devido a sua facilidade de dispersão e uma dieta alimentar variada, resultando em sua ampla distribuição (HIRABAYASHI & WOTTON, 1999; LANGTON & CASAS, 1999). O fato dos tipos de nascentes fornecerem uma variedade de habitats aquáticos, variando desde ecossistemas lóticos, lênticos e ou com pouca descarga (LINDEGAARD, 1995) também pode favorecer a alta abundância encontrada nessas nascentes. O trabalho realizado por STAUDACHER & FUREDER (2007) registrou Chironomidae em todas as nascentes estudadas, em diferentes micro-habitats e diferentes graus de umidade. Além disso, a ordem Diptera é a mais eficiente no voo quando comparada com as demais ordens de insetos voadores, tornando-a eficaz na colonização de novos locais (DRAKE, 2001).

Em relação aos não insetos, embora a constância do fluxo de água e a estabilidade térmica possa favorecer a sobrevivência dos indivíduos, alguns grupos (crustáceos e gastrópodes, por exemplo) necessitam de condições ambientais específicas como elevados valores de alcalinidade e pH (GLAZIER & GOOCH, 1987; GLAZIER, 1991). Assim, a baixa ocorrência de crustáceos e a ausência de moluscos no presente trabalho podem estar relacionados com baixos valores de pH (Apêndice 1) registrados em todas as nascentes. Outro fator que deve ser levado em consideração são as elevadas altitudes das nascentes estudadas, que podem estar limitando a dispersão de grupos não insetos (BARQUÍN & DEATH, 2006) e assim influenciando a estruturação das comunidades (HEINO & MYKRA, 2008).

Embora os três tipos de nascentes não tenham apresentado diferença significativa em relação à riqueza e abundância total, a composição da fauna bentônica variou

significativamente de acordo com a PERMANOVA. As nascentes apresentam uma heterogeneidade de micro-habitats, resultando em diferentes composições das assembleias de macroinvertebrados (STAUDACHER & FUREDOR, 2007). Ambientes heterogêneos podem disponibilizar mais recursos, suportando uma maior diversidade de espécies devido à variedade de nichos presente nesses locais (MAC ARTHUR & MAC ARTHUR, 1961; BAZZAZ, 1975). As diferentes localizações entre as nascentes da Serra do Papagaio, Ibitipoca e Serra de São José em diferentes zonas de altitude e conseqüentemente as variações das condições abióticas, podem ser responsáveis por diferenças nas composições da fauna bentônica dessas áreas (VON FUMETTI & BLATTNER, 2016), uma vez que essas nascentes apresentaram um ótimo grau de preservação do entorno de acordo com o índice de impacto ambiental (exceção para as nascentes 05 e 06 da Serra de São José). Outro fator que pode contribuir é grau de isolamento característicos das nascentes, podendo assim haver diferença na composição da fauna bentônica (CANTONATI et al., 2006).

A composição da fauna é fortemente influenciada pelos diferentes tipos de nascentes (BARQUÍN & DEATH, 2009). As do tipo Helocreno embora sejam geralmente habitats rasos e constituídos por uma área pequena, possui maior variedade de micro habitats em comparação aos demais tipos provavelmente pelo fato da água emergir em uma zona pantanosa, podendo assim sustentar uma maior riqueza de espécies (GERECKE et al., 2011; RADKOVA et al., 2014; HORSACK et al., 2015). Já em nascentes Rheocreno, onde a água emerge diretamente em um canal de fluxo, e Limnocreno, onde a água emerge em uma piscina, a heterogeneidade de habitat é reduzida (CANTONATI et al., 2006), podendo possuir uma composição diferenciada da fauna bentônica. Porém, essas nascentes mesmo apresentando características específicas, podem também apresentarem micro-habitats semelhantes (VON FUMETTI et al., 2006). Essa variedade de micro-habitats presente nesses diferentes tipos de nascentes podem sustentar uma alta riqueza de espécies e uma fauna variada. Assim as nascentes são consideradas hotspots para a biodiversidade (SCARSBROOK et al., 2007; CANTONATI et al., 2012) tornando essencial a sua preservação para a manutenção desses habitats aquáticos (CANTONATI et al., 2010).

A família Elmidae ocorreu em maior abundância e frequência em nascentes do tipo Rheocreno possivelmente por elas serem constituídas de um sistema lótico e pouca profundidade. BROWN (1987) relacionou fluxos rasos permanentes ou temporários e oxigênio dissolvido com a ocorrência dessa família. Já a família Psychodidae pode habitar tanto ambientes lóticos como lênticos com acúmulo de detritos (MERRITT et al., 2008), o

que pode ter contribuído com a sua associação a nascentes do tipo Helocreno. Em nascentes do tipo Limnocreno foi registrada maior abundância e frequência da família Culicidae, provavelmente pelo fato dessas larvas possuírem preferência por ambientes lênticos (TEODORO et al., 1995; HAMADA et al.; 2014). A variedade de tipos de substrato que estão presentes em nascentes (DUMNICKA, 2006), pode propiciar táxons como Oligochaeta a estarem associados a mais de um tipo de nascente. Este táxon apresenta espécies com preferência por ambientes lóticos com substratos mais arenosos e pedregosos, e outras que preferem substratos argilosos em águas lentas (VERDONSCHOT, 2001; SCHENKOVA & HELESIC, 2006) como é o caso das nascentes Rheocreno e Helocreno, respectivamente, com as quais Oligochaeta se associaram.

Embora vários taxa tenham sido associados a um determinado tipo de nascente, não foi possível a identificação de uma fauna crenobionte para a resolução taxonômica em nível de família. Apesar disso, a fauna de ácaros aquáticos encontrada pode estar associada aos habitats de nascentes. DI SABATINO et al., (2003) registraram nas nascentes da Itália elevadas quantidades de ácaros aquáticos crenobiontes, sugerindo que cerca de 50% das espécies de ácaros aquáticos sejam encontradas exclusivamente em nascentes. Já a fauna de Ostracoda, por exemplo, embora sejam esperadas em habitats de nascentes, poucas espécies podem ser consideradas crenobiontes (ROSSETTI et al., 2005; PIERI et al., 2007; BOTTAZZI et al., 2008). Quando comparados com outros ambientes aquáticos, a maioria das nascentes possui uma maior estabilidade física e química (GLAZIER, 1991), podendo levar alguns organismos a habitarem temporariamente esses locais, resultando em números elevados de crenoxenos. O trabalho realizado nas nascentes dos Alpes por STAUDACHER & FUREDER (2007), registrou altas abundâncias de espécies que não ocorrem exclusivamente em ecossistemas de nascentes. De acordo com GERECKE et al., (2005) as nascentes Limnocreno e Rheocreno são caracterizadas por altos números de organismos crenoxenos.

De uma maneira geral, os fatores ambientais, espaciais e os dois fatores compartilhados foram essenciais para a estruturação da fauna bentônica das nascentes estudadas. O trabalho realizado por DUMNICKA et al., (2007) registrou que a composição da fauna bentônica foi relacionada com a localização geográfica das nascentes. Já CONTTENIE (2005), identificou 48% da variação da composição da comunidade podendo ser explicada pelas variáveis ambientais e espaciais. Nos resultados encontrados por VON FUMETTI & BLATTNER (2016), as variáveis ambientais foram mais importantes na dispersão do que a localização geográfica, pois as nascentes próximas podem ser interligadas e agir como uma

metacomunidade se elas compartilharem de condições ambientais similares. No entanto, organismos com baixas taxas de dispersão, podem ser mais influenciados pelas variáveis espaciais (BEISNER et al., 2006).

As variáveis ambientais locais (pH da água, matéria orgânica, magnésio, sílica, nitrito e frações de areia fina) selecionada pela RDAP foram as mais importantes para a estruturação da comunidade bentônica nas nascentes estudadas, sendo também observadas por outros autores. HAHN (2000), por exemplo, identificou os valores de pH e o substrato como fatores determinantes para as comunidades das nascentes da Alemanha. Efeitos da variação do pH sobre a fauna bentônica também foram observados por GLAZIER (1991) nas nascentes da Pennsylvania. Já o trabalho realizado por RUNDLE et al., (1993) em riachos da região do Himalaia, sugerem que variáveis como magnésio e sílica possam influenciar a estrutura das comunidades e que concentrações de sílica podem ter consequências importantes para a composição da comunidade de macroinvertebrados. A entrada de folhas da vegetação circundante constitui uma importante fonte de matéria orgânica (ROSI-MARSHALL & WALLACE, 2002), podendo influenciar a comunidade de nascentes (SMITH et al., 2003). Para VON FUMETTI et al., (2006) a matéria orgânica é um dos componentes do substrato mais importantes para a composição da fauna de nascentes. DUMNICKA et al., (2007) registraram alta abundância da fauna bentônica em sedimentos finos, sugerindo que o tipo de substrato afeta a densidade de macroinvertebrados. Embora somente as frações de areia fina tenham sido identificadas nesse trabalho, a heterogeneidade do substrato e o tamanho das partículas desempenham papel importante na composição da comunidade bentônica (BONETTINI & CANTONATI, 1996; HAHN, 2000; VON FUMETTI et al., 2006).

A variação não explicada pelas variáveis ambientais e espaciais foi correspondente a 68%. Essa elevada porcentagem da variação inexplicada é comum em estudos ecológicos e pode ser atribuído, pelo menos em parte, para as variáveis não medidas (GENNER et al., 2004; HEPP et al., 2012), como as interações bióticas. Segundo HAHN (2000), a composição da fauna bentônica das nascentes é governada por uma complexidade de fatores como o forte efeito da competição interespecífica, o que também foi relatado por FISCHER (1996), que identificou a competição como um dos principais fatores que determinam a comunidade de nascentes.

5. CONCLUSÃO

As nascentes estudadas apresentaram uma composição variada da fauna bentônica, confirmando que os habitats de nascentes podem sustentar uma alta riqueza de taxa. As variáveis ambientais e espaciais exerceram influência na estruturação da comunidade e a variedade de micro-habitats presente nos três tipos de nascentes foi responsável por composições específicas das assembleias de macroinvertebrados. Assim, torna-se essencial a preservação dos diferentes tipos de nascentes, pois a perda de qualquer um desses habitats pode afetar a biodiversidade regional. Esperamos que esses resultados possam servir de subsídios para políticas de conservações de nascentes.

REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Análise granulométrica de solos**. Método NBR 7181, 1982.
- ANDERSON, M. J. & TER BRAAK, C. J. F. Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. **Journal of Statistical Computation and Simulation**, v. 73, n. 2, p. 85-113, 2003.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.
- APHA. **Standart methods for the examination of water and wastewater**. Baltimore, American Public Health Association, AWWA, WEF, v. 2, 1220 p. 1998.
- BARQUÍN, J. & DEATH R. G. Physical and chemical differences in karst springs of Cantabria, northern Spain: do invertebrate communities correspond?. **Aquatic Ecology**, v. 43, p. 445-455, 2009.
- BARQUÍN, J. & DEATH, R. G. Spatial patterns of macroinvertebrate diversity in New Zealand springbrooks and rhithral streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 4, p. 768-786, 2006.
- BARQUIN, J. & SCARSBROOK, M. Management and conservation strategies for coldwater springs. **Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems**, v. 18, p. 580-591, 2008.
- BAZZAZ, F. A. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. **Ecology**, v. 56, n. 2, p. 485-488, 1975.
- BEISNER, B. E.; PERES-NETO, P. R.; LINDSTROM, E. S.; BARNETT, A. & LONGHI, M. L. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. **Ecology**, v. 87, n. 12, p. 2985-2991, 2006.
- BONETTINI, A. M. & CANTONATI, M. Macroinvertebrate assemblages of springs of the River Sarca catchment (Adamello-Brenta Regional Park, Trentino, Italy). **Crustacea**, v. 5, p. 71-78, 1996.

- BORCARD, D. & LEGENDRE, P. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices. **Ecological Modelling**, v. 153, p. 51-68, 2002.
- BOTOSANEANU, L. Springs as refugia for geographic relicts. **Crunoecia**, v. 4, p. 5-9, 1995.
- BOTTAZZI, E.; BRUNO, M. C.; MAZZINI, M.; PIERI, V. & ROSSETTI, G. First report Copepoda and Ostracoda (Crustacea) from northern Apenninic springs (N. Italy): a faunal and biogeographical account. **Journal of Limnology**, v. 67, n. 1, p. 56-63, 2008.
- BOUCHARD, J. R. W. **Guide to Aquatic Invertebrate Families of Mongolia**. Identification Manual for Students, Citizen Monitors, and Aquatic Resource Professionals. Saint Paul, Minnesota, USA, 2012.
- BROWN, H. P. Biology of riffle beetles. **Annual Review of Entomology**, v. 32, p. 253-273, 1987.
- BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G. & FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1, p. 115-125, 2003.
- CÁCERES, M. & LEGENDRE, P. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. **Ecology**, v. 90, n. 12, p. 3566 – 3574, 2009.
- CÁCERES, M.; LEGENDRE, P. & MORETTI, M. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. **Oikos**, v. 119, p. 1674 – 1684, 2010.
- CANTONATI, M.; FUREDER, L.; GERECKE, R.; JUTTNER, I. & COX, E. J. Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: toward an understanding of their ecology. **Freshwater Science**, v. 31, n.2, p. 463-480, 2012.
- CANTONATI, M.; GERECKE, R. & BERTUZZI, E. Springs of the Alps – sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. **Hydrobiologia**, v. 562, p. 59-96, 2006.
- CANTONATI, M.; LANGE-BERTALOT, H.; SCALFI, A. & ANGELI, N. *Cymbella tridentina* sp. nov. (Bacillariophyta), a crenophilous diatom from carbonate springs of the Alps. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 3, p. 775-788, 2010.

CLARKE K. R. & GORLEY R. N. **Primer v6: user manual/tutorial**. PRIMER-E, Plymouth, 2006.

COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology Letters**, v. 8, p. 1175-1182, 2005.

CRUMPTON, W. G.; ISENHART, T. M. & MITCHELL, P. D. Nitrate and Organic N Analysis using Second-Derivative Spectroscopy. **Limnology and Oceanography**, v. 37, p. 907-913, 1992.

DI SABATINO, A.; CICOLANI, B. & GERECKE, R. Biodiversity and distribution of water mites (Acari, Hydrachnidia) in spring habitats. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 2163-2173, 2003.

DIAS, H. C. T.; FILHO, E. I. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; FONTES, L. E. F. & VENTORIM, L. B. Geoambientes do Parque Estadual do Ibitipoca, município de Lima Duarte-MG. **Revista Árvore**, v. 26, n. 6, p. 777-786, 2002.

DOMÍNGUEZ, E. & FERNÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos. Sistemática y biología**. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656 p. 2009.

DRAKE, M. The importance of temporary waters for Diptera (true-flies). **Special topic, European Temporary Ponds: A Threatened Habitat, Freshwater Forum**, v. 17, p. 26-39, 2001.

DUFRÊNE, M. & LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

DUMNICKA, E. Composition and abundance of oligochaetes (annelida: oligochaeta) in springs of Kraków-Czestochowa upland (Southern Poland): Effect of spring encasing and environmental factors. **Polish journal of ecology**, v. 54, n. 2, p. 231-242, 2006.

DUMNICKA, E.; GALAS, J. & KOPERSKI, P. Ben thic invertebrates in karst springs: Does substratum or location define communities?. **International Review of Hydrobiology**, v. 92, p. 452-464, 2007.

DUMNICKA, E.; GALAS, J.; JATULEWICZ, I.; KARLIKOWSKA, J. & RZONCA, B. From spring sources to sprinkbrook: Changes in environmental characteristics and benthic fauna. **Biologia**, v. 68, n. 1, p. 142-149, 2013.

ERMAN, N. A. & ERMAN, D. C. Spring permanence, Trichoptera species richness, and the role of drought. **Journal of the Kansas Entomological Society**, v. 68, n. 2, p. 50-64, 1995.

FATTORINI, S.; BORGES, P. A. V.; FIASCA, B. & GALASSI, D. M. P. Trapped in the web of water: Groundwater-fed springs are island-like ecosystems for the meiofauna. **Ecology and Evolution**, p. 1-13, 2016.

FERRINGTON, L. C. Jr. Biodiversity of aquatic insects and other invertebrates in springs: introduction. **Journal of the Kansas entomological society**, v. 68, n. 2, p. 1-3, 1995.

FISCHER, J. Kaltstenothermie - einziger Schlüssel zum Verständnis der Krenobionten. **Crunoecia**, v. 5, p. 91-96, 1996.

GENNER, M. J.; TAYLOR, M. I.; CLEARY, D. F. R.; HAWKINS, S. J.; KNIGHT, M. E. & TURNER, G. F. Beta diversity of rock-restricted cichlid fishes in Lake Malawi: importance of environmental and spatial factors. **Ecography**, v. 27, p. 601-610, 2004.

GERECKE, R.; CANTONATI, M.; SPITALE, D.; STUR, E. & WIEDENBRUG. The challenges of long-term ecological research in springs in the northern and southern Alps: indicator groups, habitat diversity, and medium-term change. **Journal of Limnology**, v. 70, p. 168-187, 2011.

GLAZIER, D. S. & GOOCH, J. L. Macroinvertebrate assemblages in Pennsylvania (U.S.A) springs. **Hydrobiologia**, v. 150, p. 33-43, 1987

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

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, p. 103-120, 2005.

HAHN, H. J. Studies on classifying of undisturbed springs in southwestern Germany by macrobenthic communities. **Limnologia**, v. 30, p. 247-259, 2000.

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

HEINO, J. & MYKRA, H. Control of stream insect assemblages: roles of spatial configuration and local environmental factors. **Ecological Entomology**, v. 33, p. 614-622, 2008.

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.

HIRABAYASHI, K. & WOTTON, R. S. Organic matter processing by chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). **Hydrobiologia**, v. 382, p. 151-159, 1999.

HOFFSTEN, P. O. & MALMQVIST, B. The macroinvertebrate fauna and hydrogeology of springs in central Sweden. **Hydrobiologia**, v. 436, p. 91-104, 2000.

HORSAK, M.; RADKOVA, V.; SYROVATKA, V.; BOJKOVA, J.; KROUPALOVA, V.; SCHENKOVA, J. & ZAJACOVA, J. Drivers of aquatic macroinvertebrate richness in spring fens in relation to habitat specialization and dispersal mode. **Journal of Biogeography**, v. 42, p. 2112-2121, 2015.

HYNES, H. B. N. The Ecology of stream insects. **Annual Review of Entomology**, v. 15, p. 25-42, 1970.

ILMOEN, J. & PAASIVIRTA, L. Benthic macrocystacean and insect assemblages in relation to habitat characteristics: patterns in abundance and diversity. **Hydrobiologia**, v. 533, p. 99-113, 2005.

ILMONEN, J.; VIRTANEN, R.; PAASIVIRTA, L. & MUOTKA, T. Detecting restoration impacts in inter-connected habitats: Spring invertebrate communities in a restored wetland. **Ecological Indicators**, v. 30, p. 165-169, 2013.

KAMP, G. V. D. The hydrogeology of springs in relation to the biodiversity of spring fauna: a review. **Journal of the Kansas entomological society**, v. 68, n. 2, p. 4-17, 1995.

- LAKE, P. S. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 19, p. 573-592, 2000.
- LANGTON, P. H. & CASAS, J. Changes in chironomid assemblage composition in two Mediterranean mountain streams over a period of extreme hydrological conditions. **Hydrobiologia**, v. 390, p. 37-49, 1999.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Elsevier Science, Amsterdam, 853 p. 1998.
- LINDEGAARD, C. Chironomidae (Diptera) of European cold springs and factors influencing their distribution. **Journal of the Kansas entomological society**, v. 68, n. 2, p. 108-131, 1995.
- MAC ARTHUR, R. H. & MAC ARTHUR, J. W. On bird species diversity. **Ecology**, v. 42, n. 3, p. 594-598, 1961.
- MCARDLE, B. H. & ANDERSON, M. J. Fitting multivariate models to community data: a comment on distancebased redundancy analysis. **Ecology**, v. 82, p. 290–297, 2001.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. PC-ORD, version 5.0, Multivariate analysis of ecological data. MjM Software Desing, Glaneden Beach, 40p. 2006.
- NETO, L. M.; ALVES, R. J. V.; BARROS, F. & FORZZA, R. C. Orchidaceae do Parque Estadual de Ibitipoca, MG, Brasil. **Acta botânica brasílica**, v. 21, n. 3, p. 687-696, 2007.
- NIELSEN, A. On the zoogeography of springs. **Hydrobiologia**, v. 2, p. 313-321, 1950.
- OKSANEN, J. F.; BLANCHET, G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E. & WAGNER, H. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.4-0. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2016.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. & MACHADO, J. N. M. Composição florística de uma floresta semidecídua montana, na Serra de São José, Tiradentes, Minas Gerais. **Acta botânica brasílica**, v. 7, n. 2, p. 71-88, 1993.

PIERI, V.; CASERINI, C.; GOMARASCA, S.; MARTENS, K. & ROSSETTI, G. Water quality and diversity of recent ostracod fauna in lowland springs from Lombardy (northern Italy). **Hydrobiologia**, v. 585, p. 79-87, 2007.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2016.

RADKOVA, V.; BOJKOVA, J.; KROUPALOVA, V.; SCHENKOVA, J.; SYROVATKA, V. & HORSÁK, M. The role of dispersal mode na habitat specialisation in metacommunity structuring of aquatic macroinvertebrates in isolated spring fens. **Freshwater Biology**, v. 59, p. 2256-2267, 2014.

ROSI-MARSHALL, E. J. & WALLACE, J. B. Invertebrate food webs along a stream resource gradient. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 129-141, 2002.

ROSSETTI, G.; PIERI, V. & MARTENS, K. Recent ostracods (Crustacea, Ostracoda) found in lowland springs of the provinces of Piacenza and Parma (Northern Italy). **Hydrobiologia**, v. 542, p. 287-296, 2005.

RUNDLE, S. D.; JENKINS, A. & ORMEROD, S. J. Macroinvertebrate communities in streams in the Himalaya, Nepal. **Freshwater Biology**, v. 30, p. 169-180, 1993.

SCARSBROOK, M.; BARQUÍN, J. & GRAY, D. **New Zealand coldwater springs and their biodiversity**, science for conservation 278, New Zealand, 73 p. 2007.

SCHENKOVA, J. & HELESIC, J. Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) in the Rokytná River, Czech Republic-a small highland stream. **In: Aquatic Oligochaete Biology IX** (pp. 117-126). Springer Netherlands, 2006.

SEGURA, M. O.; NETO, F. V. & GESSNER, A. A. F. Chaves de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 393-412, 2011.

SILVA, L. V. C.; VIANA, P. L. & MOTA, N. F. O. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Papagaio, Minas Gerais, Brasil**. Belo Horizonte. Instituto Estadual de Florestas, 145 p. 2008.

- SMITH, H. & WOOD, P. J. Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. **Hydrobiologia**, v. 487, p. 45-58, 2002.
- SMITH, H.; WOOD, P. J. & GUNN, J. The influence of habitats structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring systems. **Hydrobiologia**, v. 510, n. 53-66, 2003.
- SOBCZAK, J. R. S.; VALDUGA, A. T.; RESTELLO, R. M. & CARDOSO, R. I. Conservation unit and water quality: the influence of environmental integrity on benthic macroinvertebrates assemblages. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 4, p. 442-450, 2013.
- SPITALE, D.; LEIRA, M.; ANGELI, N. & CANTONATI, M. Environmental classification of springs of the Italian Alps and its consistency across multiple taxonomic groups. **Freshwater Science**, v. 31, n. 2, p. 563-574, 2012.
- SPRINGER, A. E. & STEVENS, L. E. Spheres of discharge of springs. **Hydrogeology Journal**, v. 17, n. 83-93, 2008.
- 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.
- STEINMANN, P. Praktikum der Süßwasserbiologie. 1 Teil. Die Organismen des fließenden Wassers. Borntraeger. **Sammlung naturwiss.** Berlin, Germany. 1915.
- STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. **A Practical Handbook of Seawater Analysis**. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin, v. 167, p. 49-56, 1968.
- TEODORO, U.; GUILHERME, A. L. F.; LOZOVEI, A. L.; FILHO, V. L. S.; FUKUSHIGUE, Y.; SPINOSA, R. P.; FERREIRA, M. E. M. C.; BARBOSA, O. C. & LIMA, E. M. Culicídeos do lago de Itaipu, no rio Paraná, Sul do Brasil. **Revista saúde pública**, v. 29, n. 1, p. 6-14, 1995.
- THIENEMANN, A. Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen (I-IV). **Archiv für Hydrobiologie**, v. 14, p. 151-190, 1924.

VERBERK, W. C. E. P.; SIEPEL, H. & ESSELINK, H. Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, v. 53, p. 1722-1738, 2008.

VERDONSCHOT, P. F. M. Hydrology and substrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands). **Hydrobiologia**, v. 463, p. 249-262, 2001.

VON FUMETTI, S. & BLATTNER, L. Faunistic assemblages of natural springs in different areas in the Swiss National Park: a small-scale comparison. **Hydrobiologia**, p. 1-10, 2016.

VON FUMETTI, S.; NAGEL, P.; SCHEIFHACKEN, N. & BALTES, B. Factors governing macrozoobenthic assemblages in perennial springs in north-western Switzerland. **Hydrobiologia**, v. 568, p. 467-475, 2006.

WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. 2nd. New York: Springer-Verlag. 391 p. 2001.

WIGGER, F. W.; SCHMIDLIN, L.; NAGEL, P. & VON FUMETTI, S. Macroinvertebrate assemblages an altitudinal gradient in the Bernese Alps, Switzerland. **International Journal of Limnology**, v. 51, n. 3, p. 237-247, 2015.

WILLIAMS, D. D.; WILLIAMS, N. E. & CAO, Y. Spatial differences in macroinvertebrate community structure in springs in southeastern Ontario in relation to their chemical and physical environments. **Canadian Journal of Zoology**, v. 75, p. 1404-1414, 1997.

ZAR, J. H. **Bioestatistical Analysis**. Prentice Hall, New Jersey, 1999.

ANEXOS

ANEXO 1- Protocolo de avaliação de impacto ambiental em nascentes.

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

CLASSE	PONTUAÇÃO
Ótima	37-39
Boa	34-36
Razoável	31-33
Ruim	28-30
Péssimo	< 28

APÊNDICE

Apêndice 1 – Variáveis ambientais mensuradas nas nascentes do Parque Estadual da Serra do Papagaio (S.PAP), Parque Estadual de Ibitipoca (IBIT) e Unidade de Conservação da Serra de São José (S.JSE) do estado de Minas Gerais. (Prof. = Profundidade, Temp. água = Temperatura da água, OD = Oxigênio Dissolvido, Cond. = Condutividade, Turb. = Turbidez, DOC = Carbono Orgânico Dissolvido, TOC = Carbono Orgânico Total, DIN = Nitrogênio Inorgânico Dissolvido, NT = Nitrogênio Total, PT = Fósforo Total)

Local e Ponto	Prof. (cm)	Temp. água (°C)	OD (mg.L ⁻¹)	Cond. (µS.cm ⁻¹)	pH	Turb. (ntu)	DOC (mg/L)	TOC (mg/L)	Dureza (mg/L CaCO ₃)	NO ₃ ⁻ (µg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (µg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹)
S.PAP N1	5,333	16,567	6,633	13,897	5,237	1,030	2,121	5,742	14,500	94,929	2,658	48,913
S.PAP N2	4,167	12,900	2,367	10,250	5,390	10,550	3,081	2,808	22,000	422,351	5,046	109,438
S.PAP N3	10,667	15,067	6,067	8,327	4,957	2,863	1,390	5,783	11,000	142,326	2,346	51,066
S.PAP N4	4,000	13,900	2,700	13,147	5,113	22,213	10,280	5,942	16,000	2442,922	7,786	147,687
S.PAP N5	4,333	13,633	6,767	6,403	4,003	8,497	2,169	4,576	12,500	216,765	2,858	48,277
S.PAP N6	9,500	12,767	2,767	11,547	4,163	10,800	2,296	3,202	11,500	215,148	3,977	44,739
S.PAP N7	13,733	13,733	3,667	14,350	3,710	4,160	2,716	13,251	41,000	240,123	3,330	56,734
IBIT N1	12,000	14,300	4,800	13,143	5,293	0,000	5,491	4,410	13,500	1047,739	3,277	77,326
IBIT N2	4,500	15,300	7,767	8,660	5,367	0,000	6,163	3,573	16,000	804,370	2,100	53,835
IBIT N3	14,667	17,333	5,300	6,007	5,423	0,000	4,168	5,124	11,000	436,673	1,702	59,000
IBIT N4	11,333	14,733	4,700	10,507	5,277	0,000	3,766	3,797	5,000	435,412	2,060	42,977
IBIT N5	16,067	15,833	1,100	13,070	5,407	0,000	4,798	4,599	13,500	729,973	1,979	79,496
IBIT N6	9,000	16,200	3,067	8,883	5,560	0,000	3,338	7,940	10,000	420,057	1,838	44,445
IBIT N7	3,667	17,100	4,233	14,160	5,917	0,000	2,756	11,253	31,500	139,853	1,863	52,358
S.JSE N1	138,500	18,867	1,067	26,500	4,450	7,557	20,320	15,970	13,000	2310,537	6,680	104,813
S.JSE N2	18,167	15,867	4,333	6,323	3,640	0,000	2,043	1,888	0,000	163,686	2,153	43,139
S.JSE N3	8,167	16,500	2,267	9,183	3,747	0,000	1,603	4,296	8,000	148,241	1,488	45,990
S.JSE N4	19,833	14,667	1,633	11,560	3,787	0,000	2,450	5,066	8,000	168,394	1,161	47,644
S.JSE N5	1,667	22,100	9,567	16,637	4,840	0,000	2,166	5,742	24,000	261,753	2,149	77,544
S.JSE N6	11,667	18,567	5,533	8,970	3,357	0,000	2,421	3,573	15,500	81,630	2,223	42,147
S.JSE N7	27,333	18,663	6,167	10,587	4,137	0,000	4,00	6,330	10,500	565,980	3,128	73,690

APÊNDICE

Apêndice 1 – Continuação.

Local e Ponto	DIN ($\mu\text{g L}^{-1}$)	NT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	SiO ₃ (mg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Cl ⁻ (mg/L)	Fe (mg/L)	Mg (mg/L)
S.PAP N1	146,501	575,995	2,395	9,242	30,848	46,878	0,001	0,248
S.PAP N2	536,834	11917,304	3,083	59,452	412,305	34,542	0,441	0,161
S.PAP N3	195,738	1070,370	0,999	19,199	36,915	40,710	0,139	0,198
S.PAP N4	2598,395	4253,978	1,689	15,318	236,427	41,943	0,995	0,568
S.PAP N5	267,900	772,549	1,584	7,217	30,481	41,943	0,343	0,104
S.PAP N6	263,864	3773,818	1,746	8,025	87,205	37,009	0,491	1,972
S.PAP N7	300,187	1023,067	1,363	151,282	167,330	59,214	0,491	1,972
IBIT N1	1128,342	1345,261	1,015	23,183	76,073	55,513	0,428	0,061
IBIT N2	860,305	1336,413	0,865	29,504	37,795	59,214	0,498	0,081
IBIT N3	497,374	713,770	1,015	11,631	33,453	44,411	0,499	0,036
IBIT N4	480,449	758,205	0,921	15,016	20,640	50,579	0,396	0,049
IBIT N5	811,448	856,749	1,056	29,984	46,629	53,046	0,588	0,048
IBIT N6	466,340	741,368	1,009	89,815	89,881	46,878	0,259	0,050
IBIT N7	194,074	827,678	10,335	33,889	64,363	56,747	0,284	0,409
S.JSE N1	2422,030	2123,749	1,158	27,508	83,695	61,681	1,238	0,477
S.JSE N2	208,978	822,153	1,545	12,206	36,573	44,411	0,441	0,061
S.JSE N3	195,718	5997,058	1,447	4,867	61,653	38,242	0,083	0,090
S.JSE N4	217,199	6594,826	1,933	13,194	44,011	34,542	0,204	0,175
S.JSE N5	241,446	1458,251	6,903	11,405	75,272	35,775	0,386	0,872
S.JSE N6	126,000	665,487	1,824	18,534	31,260	35,775	0,391	0,193
S.JSE N7	642,798	898,517	0,973	11,138	41,688	34,542	0,095	0,160