

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS – UFSCar
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de
Poços de Caldas, MG, Brasil**

Candidata: Mireile Reis dos Santos

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Alaíde Aparecida Fonseca Gessner

Co-orientador: Prof. Dr. Paulo Augusto Zaitune Pamplin

São Carlos

2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS – UFSCar
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de
Poços de Caldas, MG, Brasil**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutora em Ciências, área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais

São Carlos - SP
2018



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado da candidata Mirelle Reis dos Santos, realizada em 08/03/2018:

Profa. Dra. Alaide Aparecida Fonseca Gessner
UFSCar

Profa. Dra. Odete Rocha
UFSCar

Profa. Dra. Livia Maria Fusari
UFSCar

Profa. Dra. Ana Lúcia Brandimarte
USP

Prof. Dr. Raoul Henry
UNESP

À minha querida mãe. Onde quer que estejas, sua energia se fez presente em mim e me fortaleceu... Não esmoreci!

NOTAS DE GRATIDÃO

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais – PPGERN/UFSCAR.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES.

Ao IFSULDEMINAS – Câmpus Poços de Caldas que viabilizou toda a infraestrutura de laboratório e fomento de bolsas de Iniciação Científica para graduandos dos cursos de Licenciatura em Ciências Biológicas e Gestão Ambiental.

Aos docentes do PPGERN que contribuíram para minha formação teórica ao longo das disciplinas do curso.

À Alaíde Aparecida Fonseca Gessner, que compartilhou seu conhecimento e sabedoria com paciência e humildade. Oportunizou-me todo aprendizado ao longo desses quatro anos.

Ao meu co-orientador Paulo Pamplin.

À Mercedes Marchese, com quem convivi por alguns meses durante o programa Ciências Sem fronteiras da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES under Grant 152/2012) - Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL. Por toda paciência, humildade e conhecimento compartilhados, que muito contribuíram para a minha formação enquanto pessoa e pesquisadora.

Obrigada a todos os especialistas que me auxiliaram nas identificações taxonômicas: Humberto Fonseca Mendes, Alaíde Aparecida Fonseca Gessner, Susana Trivinho Strixino, Rhainer Guillermo Nascimento Ferreira, Fábio Batagini Quinteiro.

Aos membros da banca do Exame de Qualificação pela disponibilidade e excelentes sugestões que melhoraram a qualidade dos trabalhos finais apresentados.

Aos parceiros do laboratório do IFSULDEMINAS Daniela, Eloiza, Kani, Natalia e Izabel que tornaram nossas “intermináveis” triagens mais alegres e menos cansativas. Agradecimento especial à amiga Eloiza, por toda paciência e compreensão nos momentos de estresse e ansiedade. Gratidão por sua generosidade!

Ao colega Douglas Andrades por todo apoio durante as coletas de campo. Muito obrigada parceiro!

Agradeço o amigo Allan Arantes Pereira que sempre se disponibilizou e me auxiliou nas análises estatísticas no R e com os mapas da Tese.

Ao amigo Vinícius Puerta Ramos quem não mediu esforços para nos auxiliar durante as coletas na Fazenda Moinhos. Um agradecimento aos seus “filhotes” que sempre nos cuidaram durante as caminhadas no campo: Pituca (*in memoriam*) e Xamã. Nos guardaram e aos nossos equipamentos com toda a fidelidade e amor desprezencioso que somente os animais são capazes de emanar.

Agradeço aos meus animais que me amaram e me acalmaram durante os momentos de ansiedade. Com uma simples bolinha e um cafuné, a equipe *Cora Coralina, Estrela, Frida Khalo, Cleópatra, Jolie e Frajola* me lembravam o quanto podemos compartilhar boas energias e relaxar na simplicidade da vida.

Aos colegas (doutorandos e professores) do Laboratório de Ecologia de Insetos aquáticos da UFSCAR que sempre me receberam muito bem e com toda a atenção. Durante todas as estadias na UFSCAR, fui sempre, muito bem recebida, com um bom “cafézim” para acompanhar o “queijim minêro”.

Obrigada às meninas Erika Mayumi, Mariana Morozesk, Marina Bonomo e Iara da Costa Souza pelas hospedagens e carinho que me receberam, mesmo sem me conhecer intimamente.

A todos os amigos que contribuíram direta ou indiretamente para a execução deste trabalho. Aqueles que compreenderam as minhas ausências sociais, que me auxiliaram pessoalmente no cuidado com meus amores enquanto eu trabalhava: Ângela, que cuidou deles durante minhas estadias em São Carlos e Congressos; Sandra, que nos alimentou com comidas gostosas na cerca e carinho.

Obrigada à minha família e a todos aqueles que me ajudaram a remover todas as pedras encontradas ao longo do caminho.

Obrigada meu pai, por ser este exemplo de retidão e honestidade. Tento me espalhar em ti e carregar comigo estas virtudes em todos os aspectos da minha vida, inclusive neste trabalho. Pela companhia e parceria nos congressos e defesas assistidas ao longo desses quatro anos.

Obrigada à minha mãe que sempre me apoiou e vibrou comigo desde as primeiras conquistas ainda nos tempos da faculdade. Segui seus conselhos minha flor: *contemplei as paisagens, as estrelas e os caprichos da natureza, sem pressa de mergulhar nas tribulações da vida...* Obrigada por estes conselhos! Amo-te há vidas!

Por último, e por isso mais especial:

Ao Arthur, que com toda sua generosidade e paciência compreendeu as minhas ausências e os dias de trabalho excessivo. Obrigada meu anjo, pelos “beijos de energia” (como você mesmo definia) que renovavam minhas forças para trabalhar mais rápido. Pequeno-Grande Arthur, obrigada filho!

Ao meu parceiro de vidas, Marco Aurélio, pelo apoio e compreensão durante mais esta jornada. Obrigada meu amor, por todo apoio e dedicação! Obrigada por acreditar que eu conseguiria e me apoiar incondicionalmente. Te reconheci no momento em que te vi! E lá se vão Q U I N Z E anos...

Amo-os como a mim mesma!

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	1
ABSTRACT	2
1 INTRODUÇÃO GERAL	3
2 AREA DE ESTUDO	7
2.1 Caracterização Regional da “Caldeira Vulcânica” do Planalto de Poços de Caldas – MG: histórico de ocupação e usos do solo no passado e na atualidade	7
2.1.1 <i>A Região do Planalto de Poços de Caldas</i>	7
2.1.2 <i>O Processo de Ocupação do Planalto de Poços de Caldas e a Inserção das plantações do Eucalipto</i>	13
3 MATERIAIS E MÉTODOS	15
3.1 Mapeamento das Sub-bacias Hidrográficas	15
3.2 Delineamento amostral - Suficiência amostral	16
3.3 Análise Limnológica e Estrutural dos Riachos Amostrados	17
3.4 Coleta e Processamento das Amostras	17
3.5 Análises de Dados	18
Referências Bibliográficas	21
Capítulo 1 . Influência do Eucalipto sobre a Estrutura e Composição Taxonômica da Comunidade de Invertebrados Aquáticos em riachos de altitude no Planalto de Poços de Caldas – MG.	25
1 INTRODUÇÃO	26
2 MATERIAIS E MÉTODOS	30
2.1 Usos do Solo na Área de estudo	30
2.2 Caracterização Ambiental e Limnológica	32
2.3 Coleta e processamento de amostras biológicas	32
2.4 Análises de dados	33
3 RESULTADOS	34
3.1 Os Usos do Solo nas Sub-bacias Hidrográficas (Macroescala)	34
3.2 Usos do Solo no Entorno Próximo aos Riachos – Raio de 100 metros (Mesoescala)	40
3.3 Caracterização Estrutural e Limnológica dos Riachos Amostrados	41
3.4 Estrutura e Composição da fauna	46
3.4.1 <i>Particularidades Taxonômicas</i>	51
3.4.2 <i>Indicadores de Diversidade</i>	56
3.4.3 <i>Diversidade Beta</i>	58

4 DISCUSSÃO	60
4.1 As Sub-bacias Hidrográficas e a Qualidade Ambiental	60
4.2 Caracterização Limnológica dos Riachos	62
4.3 Indicadores de Diversidade	65
4.4 Composição biológica	68
4.5 Diversidade Beta	80
5 CONCLUSÃO	81
Referências Bibliográficas	82
Capítulo 2. Influência do Componente Ambiental e Espacial sobre a Estruturação de Metacomunidades Inseridas em Riachos de Altitude	90
1 INTRODUÇÃO	91
2 MATERIAIS E MÉTODOS	94
2.1 Área de estudo	94
2.2 Coleta e processamento do material biológico	96
2.3 Variáveis ambientais e escalas de abordagem	97
2.4 Variáveis espaciais	98
2.5 Análises de dados biológicos, ambientais e espaciais	98
3 RESULTADOS	99
3.1 A qualidade ambiental nas Sub-bacias	99
3.2 Ambiente ou espaço – qual componente foi determinante?	101
4 DISCUSSÃO	106
4.1 A qualidade ambiental nas Sub-bacias	106
4.2 Ambiente ou espaço – qual componente foi determinante?	106
5 CONCLUSÃO	109
Referências Bibliográficas	111

LISTA DE TABELAS

Capítulo I – Influência do Eucalipto sobre a Estrutura e Composição Taxonômica da Comunidade de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude no Planalto de Poços de Caldas - MG

Tabela 1. Área relativa (%) ocupada pelos diferentes usos do solo em cada sub-bacia hidrográfica EU-PR: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão dos Moinhos; EU-IM: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão das Amoras; NA-PR: Sub-bacia Hidrográfica ribeirão da Pedra Branca. 35

Tabela 2. Área relativa (%) ocupada pelos diferentes usos do solo no entorno próximo aos locais de coleta (raio de 100 metros) em cada sub-bacia hidrográfica: EU-PR: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão dos Moinhos; EU-IM: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão das Amoras; NA-PR: Sub-bacia Hidrográfica ribeirão da Pedra Branca. 40

Tabela 3. Área relativa (%) ocupada pelos diferentes usos do solo no entorno próximo aos locais de coleta (raio de 100 metros) por riachos, em cada sub-bacia hidrográfica: EU-PR: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão dos Moinhos; EU-IM: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão das Amoras; NA-PR: Sub-bacia Hidrográfica ribeirão da Pedra Branca. 41

Tabela 4. Localização geográfica e altitude de cada riacho amostrado por sub-bacia e características estruturais descritivas gerais. Sb: Sub-bacia hidrográfica. Coordenadas em UTM, Zona 23K, Datum WGS84. 42

Tabela 5. Valores médios e desvio padrão das variáveis analisadas por riacho e por sub-bacia hidrográfica. - valores ausentes 45

Tabela 6. Síntese de indicadores ecológicos utilizados para comparar as três sub-bacias hidrográficas 57

Capítulo 2. Influência do Componente Ambiental e Espacial sobre a Estruturação de Metacomunidades Inseridas em Riachos de Altitude

Tabela 1. Modelos ajustados (significativos; $p < 0,001$) e porcentagens de explicação, com as variáveis ambientais significativas ($p < 0,001$) selecionadas e a escala de influência sobre os grupos taxonômicos para toda a região do Planalto de Poços de Caldas (desconsiderando as sub-bacias). ns= nenhuma variável significativa. 103

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Limite das bordas do Planalto de Poços de Caldas com a localização das três sub-bacias hidrográficas analisadas. 8

Figura 2. Visão geral do “dique anelar ou caldeira vulcânica” do Planalto de Poços de Caldas, foto obtida por meio de imagens do software Google Earth Pró. 10

Figura 3. Mapa das Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira – PROBIO I. Fonte: MMA, 2004. 12

Figura 4. Desenho representativo de uma Sub-bacia Hidrográfica indicando o entorno próximo aos riachos e a área da paisagem total de drenagem. 16

Capítulo I – Influência do Eucalipto sobre a Estrutura e Composição Taxonômica da Comunidade de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude no Planalto de Poços de Caldas - MG

Figura 1. Planalto de Poços de Caldas evidenciando as três sub-bacias hidrográficas estudadas 31

Figura 2. Vista espacial do limite da Sub-bacia hidrográfica do córrego dos Moinhos (EU-PR) e as classes florestais nativas (destacadas em verde), concentradas como matas de galeria, no Planalto de Poços de Caldas, MG. Pontos amarelos = locais de coleta. 36

Figura 3. Vista espacial do limite da Sub-bacia hidrográfica do córrego das Amoras (Planalto de Poços de Caldas, MG), evidencia-se as classes florestais nativas (destacadas em verde), reduzidas à mata ciliar. Pontos amarelos = locais de coleta. Pontos vermelhos = locais demarcados para coleta, porém totalmente secos durante o período analisado. 37

Figura 4. Vista espacial do limite da Sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Pedra Branca (Planalto de Poços de Caldas, MG), evidenciando as classes florestais nativas destacadas em verde claro e escuro. Pontos amarelos = locais de coleta. 39

Figura 5. Estrutura física de trechos dos riachos inseridos nas três sub-bacias analisadas. Sub-Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Pedra Branca: A, B, C = estrutura dos riachos com presença de matacões. Sub-bacia hidrográfica do córrego dos Moinhos (EU-PR): D = remansos, E = remansos com acúmulo de folhido, F = leito com fluxo normal e maior presença de areia e cascalho. Sub-Bacia Hidrográfica do córrego das Amoras (EU-IM): G = riacho com ausência de mata ciliar e presença de bambus, H = riacho com melhor estrutura na sub-bacia, I = banco de silte e lama. Fotos: arquivo pessoal. 43

Figura 6. Médias Pluviométricas Mensais da região de estudo amostradas na estação 44

automática do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET e na estação manual localizada na fazenda Moinhos. Destaque em vermelho aos meses de menor índice pluviométrico regional. C = banco de silte e lama. Fotos: arquivo pessoal.

Figura 7. Abundâncias absolutas das unidades taxonômicas dominantes (4º Quartil = 75 - 100%) e frequência de táxons dominantes por sub-bacia hidrográfica. NA-PR = Sub-bacia Hidrográfica Pedra Branca – Vegetação Nativa preservada; EU-PR = Sub-bacia Hidrográfica dos Moinhos com eucalipto e vegetação ciliar preservada; EU-IM = Sub-bacia Hidrográfica das Amoras – Eucalipto mais impactada. 48

Figura 8. Análise de Cluster aplicada à matriz de dados da fauna dominante para verificar a similaridade entre as três sub-bacias analisadas. A = matriz de incidência (coeficiente cofenético = 0,98, Índice de Jaccard) e B = matriz de abundância (coeficiente cofenético = 0,78, índice de Bray-Curtis). 49

Figura 9. Análise de Cluster aplicada à matriz de dados de incidência dos espécimes raros para verificar a similaridade entre as três sub-bacias analisadas. Similaridade de Jaccard - coeficiente cofenético = 0,93. 50

Figura 10. Diversidade beta particionada (*turnover* e aninhamento); A = total do planalto e sub-bacias; B = em toda a região do Planalto por táxons; C = sub-bacia natural preservada (NA-PR); D = sub-bacia eucalipto preservada (EU-PR); E = sub-bacia eucalipto impactada (EU-IM). 59

CAPITULO 2 - Influência do Componente ambiental e espacial sobre a estruturação de metacomunidades inseridas em riachos de altitude

Figura 1. Imagens das três sub-bacias hidrográficas no contexto do Planalto de Poços de Caldas – MG. Fonte: Imagens Google Earth. 95

Figura 2. Análise dos Principais Componentes das variáveis limnológicas características de cada sub-bacia hidrográfica (microescala) (A), dos usos do solo no entorno próximo de cada riacho, considerando um raio de 100 metros (mesoescala) (B) e os usos do solo na Sub-bacia como um todo (macroescala) (C). Legendas: EU-IM = Sub-bacia com eucalipto impactada (sem práticas conservacionistas); EU-PR = sub-bacia com eucalipto, porém melhor integridade ambiental (com adoção de práticas conservacionistas); NA-PR = Sub-bacia com vegetação nativa e mais preservada; MPOG = matéria orgânica particulada grossa; MOPF = matéria orgânica particulada fina; P.Redox = potencial redox; STD = sólidos totais dissolvidos; Conduct. = Condutividade Elétrica 100

Figura 3. Variância particionada entre os componentes ambiental e espacial por táxons e respectivas porcentagens 102

Figura 4. Modelo de regressão Linear ajustado para verificação de dependência entre Componente Ambiental x Componente espacial e correlação com a fauna. 105

RESUMO GERAL

Riachos inseridos em regiões de altitude são ambientes peculiares e isolados, os quais englobam um gradiente de espécies que apresentam estreitas relações com esses ecossistemas e podem apresentar diferentes padrões de respostas ecológicas. Dessa forma, esta pesquisa comparou as comunidades de invertebrados aquáticos de 26 riachos de três sub-bacias hidrográficas inseridas em região de altitude sob diferentes usos do solo, com ênfase aos plantios de eucalipto. Também verificou-se quais componentes (ambiental ou espacial) e escala de abordagem foram determinantes na estruturação dessas metacomunidades, relacionando-os a traços funcionais evolutivos de distintos grupos taxonômicos. Os riachos e sub-bacias foram comparados limnologicamente por meio de uma Análise Permutacional de Variância Multivariada - PERMANOVA, a estrutura das comunidades por meio da riqueza, abundância, diversidade (alfa e beta) e algumas métricas indicadoras de qualidade ambiental. A composição biológica foi comparada por meio de táxons exclusivos e compartilhados, além das frequências de ocorrência e dominância. Para verificar as proporções de explicabilidade dos componentes ambiental e espacial, foi aplicado uma Análise de Redundância Parcial - RDAparcial. As três sub-bacias apresentaram diferenças limnológicas entre si e entre os riachos. A riqueza e abundância seguiram um padrão decrescente da sub-bacia de melhor para a de pior qualidade ambiental e melhor evidenciaram as diferenças entre sub-bacias, quando comparados aos índices de diversidade. Nas três sub-bacias, a maioria dos táxons identificados apresentaram-se como raros. Entre os táxons indicadores percebeu-se que, clados mais sensíveis apresentaram maior probabilidade de ocorrência nos locais mais preservados, enquanto aqueles mais tolerantes, maior probabilidade de ocorrência em ambientes mais impactados. Embora o componente espacial tenha influenciado em menor porcentagem as comunidades estudadas, a qualidade ambiental foi determinante para todos os grupos taxonômicos, porém de forma individualizada e correlacionada com os traços funcionais selecionados. Concluiu-se para a região de estudo que as alterações na matriz da paisagem, principalmente decorrentes da introdução do eucalipto e sem práticas conservacionistas, podem ser determinantes para a eliminação dos invertebrados aquáticos residentes.

ABSTRACT

Streams are unique and isolated environments that include a wide range of species. These species have close relations with these ecosystems and may have different patterns of ecological responses. Thus, this study compared the communities of aquatic invertebrates of twenty-six (26) first to third order streams of three watersheds in a high-altitude region with different soil uses, chiefly eucalyptus plantations. Furthermore, investigated which component (space or environmental) and approach were decisive in the structuring of these metacommunities and relates them to the functional evolutionary traits of different taxonomic groups. A limnological comparison was made of the streams and watersheds using permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). The structure of the communities was compared based on richness, abundance, and diversity (alpha and beta) and some metrics to determine environmental quality. The biological composition was compared by means of exclusive and shared *taxa* and frequencies of occurrence and dominance them. Was applied a Partial Redundancy Analysis – RDA- partial to verify the proportion of explicability of the environmental and spatial components. Limnological differences were detected between the three watersheds themselves and the streams in the watersheds. Richness and abundance accompanied the decreasing pattern for the watersheds from the best to the worst environmental quality and highlighted the differences between the watersheds in comparison to the diversity indices. In general and in all three watersheds, most of the identified taxa were rare. Among the indicator taxa, the more sensitive clades had a higher probability of occurrence in the more preserved locations, while the more tolerant clades were more likely to occur in more impacted environments. The studied communities were less influenced by the spatial component and the environmental component was crucial to all taxonomic groups, albeit individually for each taxon. Both components correlated with the selected functional traits. In the studied region, changes to the landscape, especially resulting from the introduction of eucalyptus and the lack of conservation practices, can determine the elimination of resident aquatic invertebrates.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Diante do contínuo crescimento das populações humanas e a pressão que elas exercem sobre os ecossistemas naturais, levando muitas espécies à extinção, nas últimas décadas destacaram-se as pesquisas sobre os processos e padrões ecológicos. Ricklefs (2015) compara a “extinção antropogênica” recente com eventos de extinções em massa, no sentido da perda de espécies e intensidade e alguns autores denominam este atual período como “Período Antropoceno”.

Diante deste cenário, destaca-se a importância de novas abordagens para o planejamento em conservação (VILMI, KARJALAINEN e HEINO, 2017). Em decorrência do gradiente latitudinal, nas regiões tropicais concentra-se a maior biodiversidade do planeta com áreas geográficas e ambientes críticos para a conservação (RICKLEFS, 2015). No entanto, localizam-se também os países mais populosos e com menor investimento em pesquisas ecológicas. Esta dualidade tem contribuído significativamente para o declínio da diversidade nestes regiões. Muitos grupos taxonômicos estão se perdendo sem amplo conhecimento sobre a sua biologia. Inseridos nesta zona intertropical destacam-se os ambientes montanhosos (BISHOP *et al.*, 2014; RICKLEFS, 2015) devido ao considerável grau de endemismo de espécies registrado nestes locais. Nestes ambientes, a altitude em sinergismo com demais componentes dos sistemas naturais, pode atuar como um elemento chave para a distribuição geográfica dos organismos vivos. Aliado a isto, a própria conformação geomorfológica, a conectividade ou o isolamento de fragmentos florestais remanescente podem atuar como filtros para a biota, de maneira diferenciada (ALLAN e CASTILLO, 1995; ALLAN, 1995; ALLAN, 2004).

Investigar respostas ecológicas de comunidades biológicas inseridas nestas regiões montanhosas é prioritário, pois a singularidade destes locais pode ser fundamental para definição de padrões em diferentes escalas e para questões teóricas ainda indefinidas dentro da Ecologia. Nestas regiões montanhosas, pesquisas sob a perspectiva de metacomunidades podem ser ferramentas úteis, principalmente quando ainda existem locais com integridade ambiental que permitam comparações. Comparar ambientes impactados e preservados nestas regiões pode permitir a identificação e quantificação dos elementos da paisagem que mais afetam a biota local. Isso pode ser a diferença entre a extinção local ou a persistência de grupos taxonômicos por meio de planejamentos conservacionistas estratégicos.

A escala espacial possui importância para os modelos de estruturação das comunidades biológicas, podendo atuar de maneira diferenciada sobre distintos grupos taxonômicos. Em ambientes aquáticos continentais, a bacia hidrográfica é o elemento chave para o entendimento da estruturação em metacomunidades (TUNDISI e TUNDISI, 2008). É na bacia hidrográfica que se verifica a interação entre os elementos bióticos e abióticos do sistema, incluindo o social (SCHIAVETTI e CAMARGO, 2002; TUNDISI e TUNDISI, 2008). Dependendo da escala geográfica, da conectividade estrutural e/ou funcional da paisagem e da biologia dos grupos taxonômicos analisados, como por exemplo, o potencial dispersivo ou o grau de tolerância ambiental, a estruturação comunitária pode variar completamente, ora demonstrando correlações com componentes espaciais, ora com componentes ambientais, conforme demonstrado por Heino *et al.* (2016). Estes autores encontraram forte assinatura ambiental atuando sobre comunidades de macrófitas, insetos e peixes, enquanto controles espaciais foram mais evidentes em comunidades formadas por briófitas, zooplâncton e diatomáceas de lagos. Ainda, Vilmi, Karjalainen e Heino (2017) detectaram maior influência do ambiente em comunidades de diatomáceas de rios e maior assinatura espacial nas mesmas comunidades em ambientes lacustres, demonstrando que as respostas podem variar em função de determinados fatores. Estas incongruências evidenciam a necessidade de mais pesquisas em escalas da paisagem, diferentes ecossistemas e zonas biogeográficas distintas.

Rios e lagos são ecossistemas que diferem entre si hidrológica e estruturalmente, o que reflete nas diferenças estruturais observadas nas comunidades bióticas. Lagos naturais são minoria no Brasil, onde a maioria são lagos artificiais, criados para fins hidroelétricos. Em lagoas percebemos movimentos hidrodinâmicos mais verticais, e, em menor escala, longitudinais, além de menor conectividade entre si. Dependendo da escala geográfica os lagos podem funcionar como “ilhas” para as comunidades. Já em riachos, de maneira geral, percebemos movimentos hidrodinâmicos mais longitudinais. São ecossistemas mais dependentes da entrada de material alóctone para suporte das comunidades biológicas residentes (ALEMU *et al.* 2017). São conectados pela matriz do entorno lateralmente, mas também longitudinalmente pela vegetação ciliar, que funciona como ecótono entre estes ambientes e o terrestre (SCHIAVETTI e CAMARGO, 2002). As comunidades de invertebrados residentes em riachos demonstram adaptações para as condições mais instáveis presentes nestes ambientes. Por serem sistemas mais abertos do que lagoas e com maior potencial para fluxos migratórios, riachos são locais interessantes para se investigar respostas

ecológicas na busca por padrões em comunidades de invertebrados aquáticos. Para os insetos aquáticos, os maiores movimentos dispersivos ocorrem longitudinalmente, da nascente à foz, por meio da deriva. No entanto, há também movimentos de lateralidade, nos quais os insetos em sua fase adulta buscam explorar novos riachos potenciais para postura (BILTON, FREELAND e OKAMURA, 2001). Dessa forma, há uma interação entre a qualidade ambiental e a distância geográfica para a estruturação de comunidades em riachos, e, para programas de conservação efetivos é preciso considerar não somente os elementos, mas também a geomotria das paisagens (ODUM e BARRETT, 2015).

Neste contexto, o Planalto de Poços de Caldas constitui uma região montanhosa inserida no sudeste brasileiro sem registros publicados sobre a dinâmica comunitária de invertebrados aquáticos. Ecorregião com domínios de Mata Atlântica e elevações altimétricas podendo atingir 1700 metros, apresenta singularidade devida ao seu processo de formação geológico (DA CRUZ e PEIXOTO, 1989; MORAES e JIMÉNEZ-RUEDA, 2008). Durante atividades magmáticas há milhões de anos, houve a erupção do magma com posterior resfriamento e a formação de rochas graníticas que compõem as cadeias montanhosas que circundam a região (ELLERT, 1959). Em formato de um anel cilíndrico e fechado, as bordas deste “vulcão extinto”, composta por cadeias de montanhas elevadas, pode ter se tornado uma possível barreira geográfica para o intercâmbio entre comunidades internas e aquelas que habitam a zona externa desta borda, possivelmente impedindo o efeito de massa decorrente das adjacências externas. Para as comunidades de invertebrados aquáticos residentes, este fenômeno geológico pode ter criado condições diferenciadas, pois todos os riachos do Planalto insurgem em sua borda interna e não recebem nenhum tributário externo ao anel circular formado pelas cadeias de montanhas.

Com o objetivo geral de investigar respostas ecológicas de invertebrados aquáticos, bem como contribuir para a redução do déficit Wallaceano, esta Tese buscou por meio de estudos observacionais, analisar metacomunidades de invertebrados aquáticos inseridas no Planalto de Poços de Caldas – Minas Gerais, em três sub-bacias hidrográficas. No primeiro capítulo abordamos uma caracterização ambiental geral da região de estudo a fim de evidenciarmos as peculiaridades regionais. O objetivo deste capítulo foi compartilhar com o leitor um pouco sobre a formação dos riachos e das bacias hidrográficas, a presença de áreas remanescentes de vegetação nativa e, principalmente sobre o caráter geológico do Planalto (aspecto de caldeiras vulcânica circular, fechada e isolada), que foi o impulsionador das perguntas deste estudo. No segundo capítulo, enfocamos nas respostas ecológicas (estrutura e

composição taxonômica) frente aos diferentes usos da terra, com ênfase para o eucalipto. Analisamos indicadores ecológicos alfa e beta e também investigamos quais táxons teriam a probabilidade significativa de se distribuírem ao longo de toda a região do Planalto de Poços de Caldas. No terceiro capítulo investigamos quais foram os componentes (ambiental ou espacial) que mais determinaram a distribuição de metacomunidades de insetos aquáticos, e as escalas de atuação dos componentes ambientais sobre a biota, individualmente.

2. AREA DE ESTUDO

2.1 Caracterização Regional da “Caldeira Vulcânica” do Planalto de Poços de Caldas – MG: histórico de ocupação e usos do solo no passado e na atualidade.

2.1.1 A Região do Planalto de Poços de Caldas

O Planalto de Poços de Caldas localizado na divisa dos Estados de Minas Gerais e São Paulo é limitado na borda ocidental pela Bacia Hidrográfica do Rio Paraná e na borda oriental pelo complexo da Serra da Mantiqueira. Abriga os municípios de Poços de Caldas, Caldas e Andradas (Figura 1). O planalto possui características fisiográficas muito peculiares e os primeiros estudos realizados na região (e a maioria da atualidade) se referem a sua geologia e a sua implicação para as águas sulfurosas locais (ELLERT, 1959; DA CRUZ e PEIXOTO, 1989). Os primeiros trabalhos que destacaram a natureza vulcânica da formação do Planalto datam do século passado (ELLERT, 1959) e das duas últimas décadas Alberti (2008) e Gouvea, Navarro e Roveri (2014).

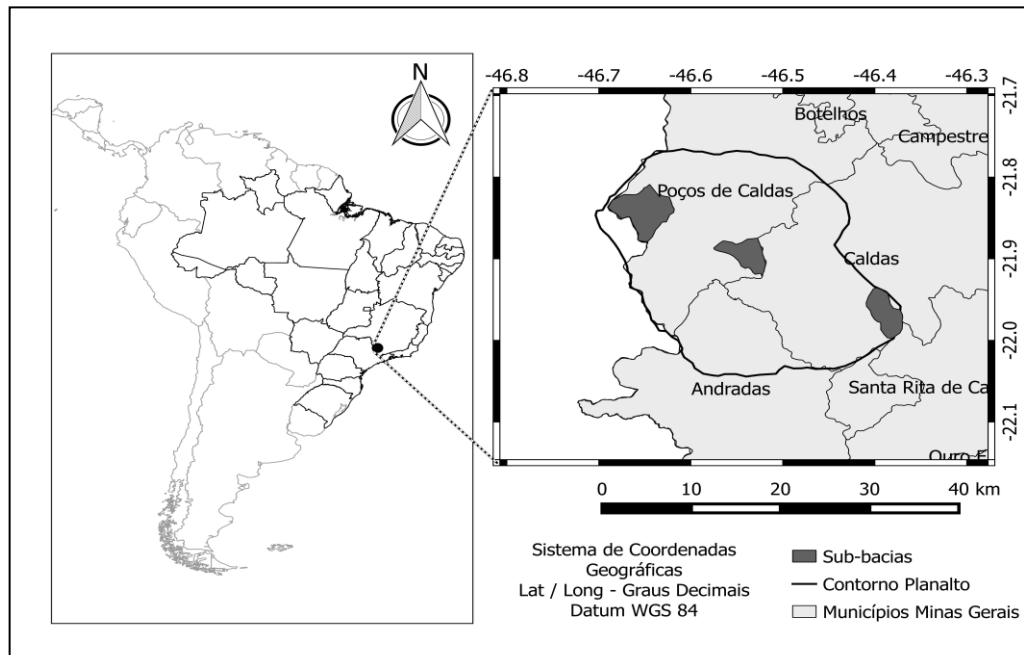


Figura 1. Limite das bordas do Planalto de Poços de Caldas com a localização das três sub-bacias hidrográficas analisadas.

O Planalto se caracteriza por possuir uma das maiores jazidas de rochas alcalinas no mundo, oriunda de atividades magmáticas em passado geológico. Os solos constituintes do Planalto são ricos em minérios de Bauxita, zirconíferos minerais (como Zircão) e teores de Urânio, além de depósitos de Tório e terras raras (ELLERT, 1959; GOUVEA, NAVARRO e ROVERI, 2014).

A prospecção e a pesquisa de urânio no Brasil começaram em 1952, quando o recém-criado Conselho Nacional de Pesquisas – CNPq desenvolveu atividades para determinar a existência de Urânio no país. Inicialmente, as atenções voltaram-se para o Planalto de Poços de Caldas, logo após se perceber que a rocha denominada caldasito, explorado há quase meio século como minério de zircônio, continha algum teor em urânio (OLIVEIRA, 2011). A mina de Poços de Caldas produziu entre 1981 e 1995 cerca de 1200 toneladas de concentrado de urânio (HEIDER, 2017).

A presença destes minerais radioativos como o Tório e Urânio atraiu a atenção das indústrias mineradoras no século passado, culminando com a instalação, na região, das Indústrias Nucleares do Brasil – INB. Na atualidade, com a demanda gerada pela indústria tecnológica por minérios terras raras, a exploração do Planalto continua atraindo a atenção dos mercados interno e externo. Contudo, essas atividades industriais geram resíduos passivos, colocando em risco a qualidade ambiental local.

Formado entre 60 e 80 milhões de anos, com as últimas atividades magmáticas registradas há 55 milhões de anos (DA CRUZ, PEIXOTO, 1989; ALBERTI, 2007; MORAES, 2007; ALBERTI, 2008), o Planalto de formato elíptico, quase circular com área aproximada de 800 quilômetros quadrados, possui altitudes médias de 1.300 metros e máximas podendo chegar a 1.800 metros. As serras que circundam a região formam um dique anelar, conferindo-lhe um aspecto de caldeira vulcânica quando observado por imagens de satélite (Figura 2).

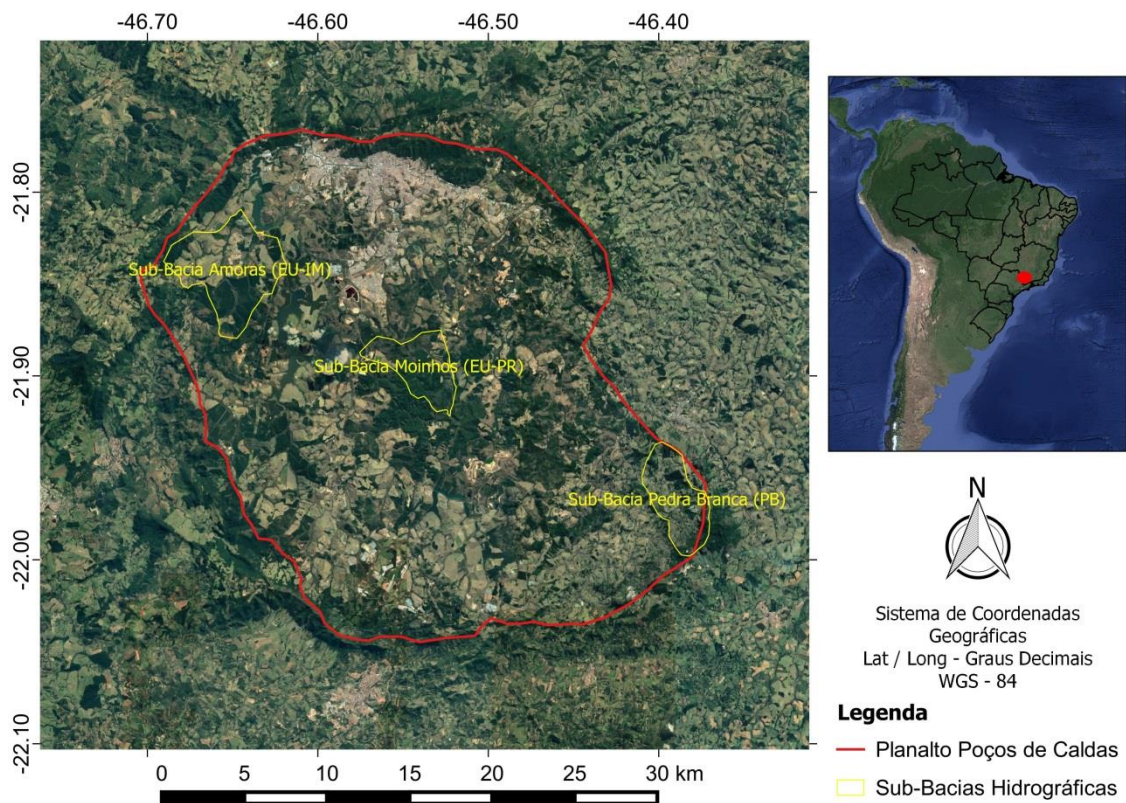


Figura 2. Visão geral do “dique anelar ou caldeira vulcânica” do Planalto de Poços de Caldas, foto obtida por meio de imagens do software Google Earth Pró

Essa conformação geológica confere particularidades ao relevo e tem influência direta sobre a hidrografia e biota local.

A malha hidrográfica é altamente adensada sendo que a maioria dos riachos das sub-bacias comportam um padrão dendrítico de baixa ordenação (MORAES, JIMÉNEZ-RUEDA, 2008). Todos os riachos nascem internamente a esse dique anelar, o qual constitui o divisor de águas entre a região interna e externa do Planalto. Portanto, os riachos são em sua maioria de baixa ordem e não recebem qualquer afluente externo. A região do Planalto de Poços de Caldas possui duas bacias hidrográficas: do Ribeirão das Antas e do Rio Verde, estas são tributárias diretas da Bacia Hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu e Pardo, ambos afluentes da Bacia Hidrográfica Federal do Rio Paraná. De acordo com a Agência Nacional das Águas - ANA, a bacia Hidrográfica do Rio Paraná drena a região sudeste brasileira, a mais desenvolvida economicamente, com maior densidade populacional e que apresenta maior demanda por recursos hídricos no país, decorrentes da irrigação e do abastecimento industrial. Isto torna os recursos hídricos altamente vulneráveis, o que confere ainda uma grande importância para a região em estudo.

A Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Antas é a maior bacia do Planalto e drena aproximadamente 86,0% do solo e comporta dezenove sub-bacias. Na borda sudeste localiza-se a Bacia Hidrográfica do Rio Verde, a qual drena o restante da região, formada por três sub-bacias hidrográficas: do Ribeirão dos Burges - Pedra Branca, do Rio Verde e do Córrego Bom Retiro.

O clima do Planalto de Poços de Caldas é classificado como tipo Cwb na maior parte da região e tipo Cwa em algumas localidades inseridas ao norte e a oeste. A temperatura média anual é de 18,3 °C e a pluviosidade média anual de 1.686 mm. A região faz parte do Domínio da Mata Atlântica e possui também feições de Campos Rupestres de Altitude, principalmente na Serra da Pedra Branca, onde se encontram os picos mais elevados com até 1800m (MORAES, JIMÉNEZ-RUEDA, 2008; IBGE, 2017).

É importante destacar também, que a região do Planalto de Poços de Caldas foi definida como de prioridade extremamente alta para conservação, e, encontra-se entre às novecentas áreas selecionadas no projeto Áreas Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira - PROBIO I, do território brasileiro, e decretada pelo Ministério do Meio Ambiente – MMA em 2004 (BRASIL, 2004) (Figura 3).



Figura 3. Mapa das Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira – PROBIO I. Fonte: MMA, 2004.

Esse programa é resultado de uma série de pesquisas realizadas em vários Biomas Brasileiros, com o objetivo de diagnosticar áreas prioritárias para conservação, considerando para isto, suas potencialidades ambientais.

2.1.2 O Processo de Ocupação do Planalto de Poços de Caldas e a Inserção das plantações de Eucalipto

O processo de ocupação do Planalto de Poços de Caldas, especificamente o da “caldeira vulcânica” formada pelo dique anelar, se deu por meio de conflitos e disputas por terras entre os estados de São Paulo e Minas Gerais ainda no século XVIII, que se intensificaram durante os períodos de exploração de ouro, no mesmo século. Originalmente pertencente ao Município de Caldas (o mais antigo da região), o Planalto foi aos poucos sendo desmembrado, terminou com a emancipação político-administrativa dos municípios de Poços de Caldas e Andradas (ROVARON, 2009). No final daquele século e com a inauguração da ferrovia Mogiana ocorreram muitos movimentos migratórios das regiões auríferas de Minas Gerais, então já esgotadas, para as áreas interioranas, o que culminou com o aumento populacional na região. Esses garimpeiros que se estabeleceram na região deram início às atividades econômicas alternativas, entre elas, a mineração e a criação de gado, e perceberam também as particularidades das águas sulfurosas com propriedades medicinais (IBGE, 2017). Dessa maneira, a região se insere no contexto político e econômico do país, iniciando o processo de geração de demandas por matérias-primas diversas, inclusive pelo eucalipto.

No início do século XX, no Brasil, projetos de reflorestamento com eucalipto ganharam destaque para atender às demandas geradas por lenha e dormentes para as ferrovias, principalmente para o estado de São Paulo. Posteriormente, os plantios de eucaliptos se estenderam para outras áreas interioranas. De acordo com Mora e Garcia (2000), o eucalipto naquele período dessa publicação representava 66% das plantações florestais do Brasil, sendo a maior parte inserida em Minas Gerais. Estes autores defendiam que o eucalipto constituía uma boa alternativa de reflorestamento para o desmatamento de florestas nativas, o que foi confirmado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2016) por meio do anuário intitulado Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura – PEVS, dessa Instituição. Embora em 2015 o eucalipto representava 74,9% (IBGE, 2016), segundo o PEVS houve nos últimos anos uma maior participação de produtos oriundos da silvicultura no país (carvão,

madeira em tora e lenha) e uma redução do extrativismo vegetal. Minas Gerais continua sendo o estado que mais contribui para a produção de carvão, e ocupa a quinta posição no fornecimento de madeira em toras para as indústrias de produção de papel e celulose.

Considerando-se o monocultivo em ampla extensão territorial e principalmente por se tratar de uma espécie exótica e introduzida para fins comerciais, torna-se necessário o entendimento dos possíveis efeitos negativos dessas culturas sobre a fauna e flora nativas.

Diversas pesquisas nas últimas décadas vêm demonstrando que os impactos ambientais decorrentes dos plantios de eucalipto podem ser diretos e/ou indiretos sobre a biota (POZO *et al.*, 1998; CALLISTO, BARBOSA e MORENO, 2002; FERREIRA *et al.*, 2006; LARRAÑAGA *et al.*, 2006; GALIZZI, MARCHESE, 2009; SURIANO, 2008; VALENTE, 2013; FERREIRA *et al.*, 2015; ALEMU *et al.*, 2017; CORDERO–RIVERA, ÁLVAREZ e ÁLVAREZ, 2017; KIFFER JUNIOR *et al.*, 2018). Os plantios muitas vezes não respeitam as normas ambientais vigentes e não garantem as Áreas de Preservação Permanentes – APP's estipuladas pelo Código Florestal Brasileiro, resultando na perda da vegetação ripária dos riachos e na substituição da vegetação de altitude nos topos de morros, promovendo uma homogeneização da matriz (ALLAN, CASTILLO, 1995; HEPP, 2011). Alemu *et al.* (2017) demonstraram que a presença e qualidade da vegetação ciliar foi fundamental para garantir a integridade ambiental em riachos de altitude no leste africano, em matrizes ambientais ocupadas por eucalipto.

Alguns plantios de eucalipto estão inseridos em áreas rurais potenciais para a regeneração de florestas nativas, as quais são removidas para a ampliação das áreas com essa monocultura. Durante o processo de corte, os impactos ambientais se tornam bastante evidentes, com o desnudamento total do solo e, conseqüentemente o assoreamento de cursos d'água e alteração das condições limnológicas destes (VALENTE, 2013), principalmente quando essa ação é realizada durante a estação da chuva, em regiões com elevados índices pluviométricos, como o Planalto de Poços de Caldas.

O eucalipto atinge alturas superiores àquelas das formações vegetais nativas, o que, aliado ao adensamento dos plantios, pode, constituir uma barreira geográfica e mecânica aos movimentos migratórios laterais de grupos com médio a baixo potencial dispersivo, como por exemplo, dos grupos de insetos aquáticos com baixo potencial direcional de vôo.

Neste estudo, selecionamos três sub-bacias hidrográficas inseridas no Planalto de Poços de Caldas, sendo duas delas com os solos sob usos intensos de eucaliptos e uma em área mais preservada, dentro de uma Unidade de Conservação. Desse modo, investigaremos

nesta Tese quais são as respostas ecológicas de invertebrados frente aos diferentes usos do solo. Esperamos registrar menor riqueza, abundância e diversidade nas sub-bacias com maior porcentagem de eucalipto, além de diferenças composicionais entre os locais com diferentes qualidade ambiental.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Na região do Planalto de Poços de Caldas, as áreas com maiores plantios da silvicultura (eucalipto) estão localizadas na região central e noroeste, áreas que comportam duas das três sub-bacias pesquisadas nesta tese, a sub-bacia hidrográfica do córrego dos Moinhos (EU-PR) e a sub-bacia hidrográfica do córrego das Amoras (EU-IM), ambas afluentes da bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas (a maior do Planalto). Como área de menor impacto ambiental para fins comparativos foi escolhida a sub-bacia hidrográfica do ribeirão da Pedra Branca (NA-PR), localizada na Serra da Pedra Branca, região onde predominam as feições naturais de florestas nativas e Campos Rupestres de Altitude.

3.1 Mapeamento das Sub-bacias Hidrográficas

Com o auxílio do software Google Earth Pró delimitamos cada sub-bacia por meio do polígono composto pelos pontos de maior altitude que compõem os divisores de água local. Com as sub-bacias delimitadas, calculamos as áreas totais de cada uma delas, identificamos, delimitamos e quantificamos os diferentes usos do solo por sub-bacia. Validamos em campo as feições, especialmente aquelas que deixaram dúvidas pela imagem de satélite. Optamos por compartimentalizar a quantificação dos usos do solo em duas categorias: *a) no entorno próximo aos riachos (área ocupada pelo raio de 100 metros definido a partir de um ponto central, no trecho de coleta de cada riacho em estudo) conforme Figura 4; e, b) área ocupada pela sub-bacia hidrográfica, excluindo-se as áreas de entorno próximo aos riachos, definidas no item “a”.*

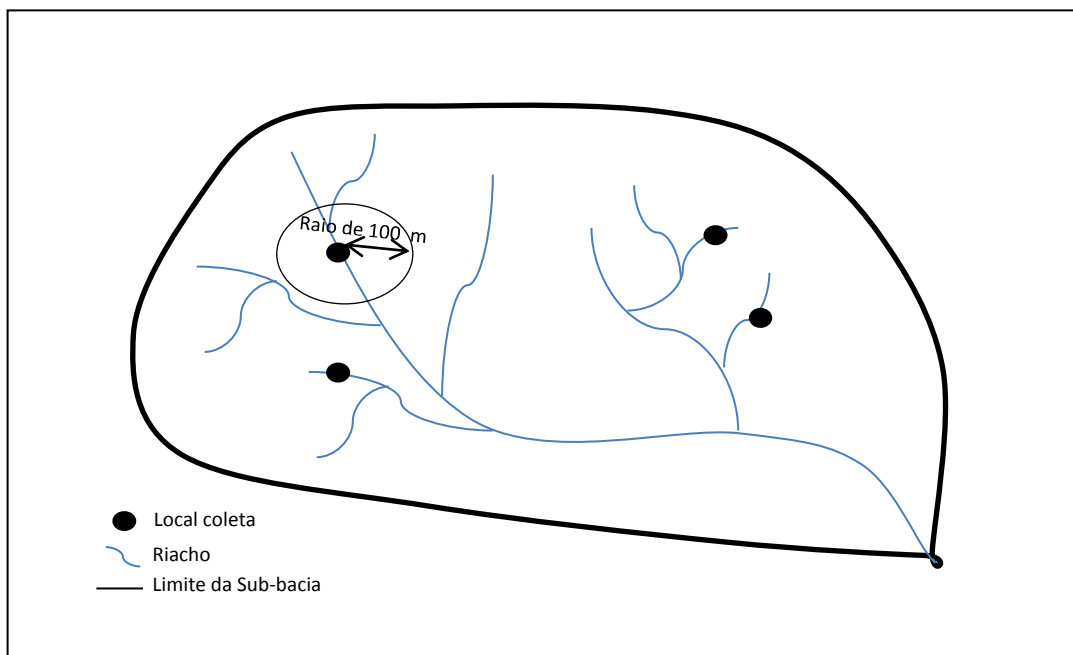


Figura 4. Desenho representativo de uma Sub-bacia Hidrográfica indicando o entorno próximo aos riachos e a área da paisagem total de drenagem.

Com isto geramos uma base de dados que nos permitiu verificar como os diferentes componentes da paisagem podem interferir nas comunidades biológicas em diferentes escalas, e se interagem ou não entre si.

3.2 Delineamento amostral - Suficiência amostral

A suficiência amostral para cada sub-bacia (número de riachos necessários para se atingir a riqueza local total) foi determinada por meio do cálculo da rarefação da riqueza de espécies aplicado aos dados em um estudo piloto anterior. Selecionamos apenas riachos de primeira à terceira ordem conforme classificação proposta por Strahler (1957). Coletamos em 26 riachos, sendo oito inseridos na sub-bacia EU-PR (matriz mais homogênea de eucalipto, porém com matas de galeria nativas) e sete riachos inseridos na Sub-bacia EU-IM (sub-bacia mais impactada e com matriz mais heterogênea, além de significativa quantidade de eucalipto e menor cobertura vegetal nativa). Na sub-bacia NA-PR, área mais preservada, coletamos em 11 riachos.

3.3 Análises Limnológica e Estrutural dos Riachos Amostrados

Para a caracterização da estrutura limnológica dos riachos amostrados utilizamos variáveis relacionadas ao grau de preservação e/ou impactos ambientais presentes, como morfologia do canal, heterogeneidade de microhabitats, odor e cor na água, presença ou não de erosão nas margens, cobertura visual do dossel, entre outros, conforme proposto pelo protocolo de Caracterização Ambiental Rápida (Callisto *et al* 2002) e protocolo proposto em um Projeto Temático Biota Fapesp – ANEXO I). Em cada riacho amostrado, selecionamos trechos de aproximadamente trinta metros, onde fizemos medições de variáveis físicas e químicas (pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, potencial redox, sólidos totais dissolvidos) com uma sonda multiparamétrica da marca Horiba, modelo U-53. Também medimos a largura média do leito em uma secção transversal do riacho, no trecho amostrado, medimos profundidade, vazão (Wetzel e Likens, 2000) e velocidade da correnteza, além de coletarmos amostras de sedimento para análises granulométricas quantitativas (SUGUIO, 1973) e determinação de porcentagem de matéria orgânica particulada grossa e fina (DOMINGUEZ, FERÁNDEZ, 2009). Todas as variáveis analisadas foram medidas em cinco repetições amostrais para fins de padronização estatística e minimização de efeitos aleatórios sobre os resultados.

Para determinarmos a estação de amostragem das variáveis, isto é, o período de realização das coletas, elegemos aquele de menor pluviosidade regional, após analisarmos os dados de índices pluviométricos de uma estação de monitoramento manual inserida na Sub-bacia Hidrográfica do Moinhos (Coordenadas UTM 337151E e 7578398S; *dados não publicados) e da estação automática do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (estação Caldas – Poços de Caldas, MG - OMM: 83681, Coordenadas UTM 357455E e 7576494S).

3.4 Coleta e processamento de amostras

Como os canais dos riachos estudados apresentam morfologia muito acidentada e diversificada com a presença de matacões e poções, optamos por utilizar dois equipamentos de coleta para obtermos maior representatividade da comunidade local. Assim, coletamos os invertebrados aquáticos com o auxílio do amostrador tipo Surber com área de 30x30cm, e, uma rede de varredura em “D”, ambos com malha de 250µm de abertura, em tréplicas amostrais para cada equipamento, em cada trecho amostral (aproximadamente 30 metros).

Determinamos para as coletas com a rede em D, três unidades de esforço de 20 segundos cada, totalizando 60 segundos de arraste pelo sedimento ao longo do trecho estabelecido, buscando explorar maior heterogeneidade de habitats (remanso, folhiço, corredeiras). Para eliminarmos o efeito da pluviosidade sobre a estrutura da comunidade e padronizarmos as coletas no tempo, optamos por realizar as coletas na estação da estiagem (entre maio e agosto de 2015), sendo cada riacho visitado uma única vez neste período sazonal. As amostras foram fixadas em campo com formaldeído à 8%, e, posteriormente lavadas e os espécimes triados no laboratório. A identificação taxonômica foi realizada até o nível de gênero com o auxílio de chaves de identificações taxonômicas (MERRITT e CUMMINS, 1996; EPLER, 2001; BENETTI, CUETO e FIORENTIN, 2003; SALLES *et al.*, 2004; HECKMAN, 2006; LECCI E FROEHLICH, 2007; MARIANO E FROEHLICH, 2007; MICHAT, ARCHANGELSKY e BACHMANN, 2008; DOMINGUEZ E FERÁNDEZ, 2009; MUGNAI *et al.*, 2010; RAMÍREZ, 2010; SPRINGER, 2010; TRIVINHO-STRIXINO, 2011; BRAUN *et al.*, 2014; HAMADA *et al.*, 2014) e quando necessário, especialistas foram consultados.

3.5 Análises de dados

Para realizar as análises estatísticas optamos por não excluir nenhum gênero identificado (raro ou abundante) buscando uma maior acuidade dos resultados, conforme sugerido por Siqueira *et al.* (2011). Transformamos os dados brutos (bióticos e abióticos) em $\log X+1$ para fins de padronização e amenização da variação de amplitude entre os valores extremos.

Agrupamos as variáveis ambientais em micro, meso e macroescala, de acordo com a sua atuação sobre o sistema considerado (riacho). Na microescala consideramos as variáveis limnológicas intrínsecas ao canal: pH, OD, temperatura, condutividade elétrica, vazão, potencial redox, morfologia do canal, porcentagem de matéria orgânica fina e grossa, granulometria do sedimento dos riachos. Na mesoescala consideramos as porcentagens de usos do solo no entorno próximo aos riachos, no *buffer* de 100 metros. Na macroescala consideramos as variáveis da paisagem como latitude e longitude, ordem do riacho, altitude e porcentagens de usos do solo da sub-bacia hidrográfica como um todo e suas respectivas tipologias. Calculamos os valores médios e desvios padrões das variáveis limnológicas (microescala) e aplicamos uma Análise de Variância Multivariada Permutacional -

PERMANOVA para verificarmos as diferenças entre os riachos de cada sub-bacia e entre as diferentes sub-bacias. Para caracterização limnológica e ambiental das sub-bacias hidrográficas aplicamos uma Análise de Principais Componentes sobre o grupo de variáveis abióticas analisadas, considerando as três escalas de abordagem.

A diversidade alfa foi medida por meio da Riqueza taxonômica e Abundância individuais (riachos) e totais de cada sub-bacia, bem como pelos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e Riqueza de Margalef (verificação das diferenças entre bacias por meio de teste permutacional, $p < 0,05$). O Indicador CHAO foi aplicado para comparação entre a riqueza estimada e a riqueza amostrada. Verificamos também a qualidade ambiental das três sub-bacias hidrográficas por meio de indicadores de qualidade ambiental como: Riqueza taxonômica (gêneros) e abundância de Ephemeroptera, Riqueza taxonômica (gêneros) e abundância de Plecoptera, Riqueza taxonômica (gêneros) e abundância de Trichoptera, Porcentagem (%) de Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera (%EPT), (%) de Oligochaeta, (%) de Chironomidae, Riqueza taxonômica (gêneros) e abundância de Chironomidae, (%) de Oligochaeta + Chironomidae e (%) EPT dividida pela % de Chironomidae (%EPT/%Chiro) (MERRITT, CUMMINS, 1996; SILVEIRA *et al.*, 2005).

A composição biológica foi analisada sob a perspectiva dos táxons compartilhados entre as três sub-bacias hidrográficas, daqueles compartilhados entre duas sub-bacias hidrográficas apenas (considerando as combinações possíveis entre as três) e daqueles específicos para cada uma delas. Também analisamos as frequências de ocorrência e a dominância dos táxons (GASTON, 1997) e verificamos diferenças entre sub-bacias, na composição e abundância absoluta dos táxons dominantes e raros por meio de uma análise de similaridade com os índices de Bray Curtis e Jaccard. Verificamos a diversidade beta particionada em *turnover* e aninhamento pelo método de Jaccard, sobre a matriz de incidência construída a partir dos dados biológicos, conforme sugerido por Legendre, Borcard e Pedro (2005) e Legendre e Legendre (1998).

Para verificarmos qual componente mais influenciou na estruturação das comunidades (ambiental ou espacial) e também se os grupos taxonômicos responderiam de maneira diferenciada (à partir de seus traços biológicos) a estes componentes, aplicamos uma Análise de Redundância Parcial – RDA. As variáveis limnológicas e de usos do solo foram agrupadas como variáveis ambientais e aquelas que apresentaram multicolinearidade foram retiradas do modelo por meio da seleção stepwise. A matriz do componente espacial foi construída à partir da distância euclidiana entre os pares de coordenadas geográficas dos

locais amostrados. A Análise RDA foi aplicada à matriz de resolução taxonômica (gênero) e também à matriz de traços biológicos (tolerância ambiental e habilidade para dispersão) construída à partir de dados de Poff et al (2006), Saito et al. (2015), além de outros autores como Merrit e Cummins (1996), Junqueira e Campos (1998) e Bilton et al. (2001). Um Modelo de Regressão Linear foi aplicado aos resultados da RDA para verificar as correlações entre a porcentagem de explicabilidade dos componentes ambiental e espacial com os traços biológicos analisados e com os grupos taxonômicos (gêneros).

Para todas as análises estatísticas aplicadas e tabulação de dados foram usados os *Softwares R: A Language and Environment for Statistical Computing* (R Core Team , 2017), *Past* 3.0 e o *Software Office, Microsoft Excel*.

Referências Bibliográficas

- ALBERTI, H. L. C. **Caracterização fisiográfica e avaliação hidrológica na bacia do Ribeirão das Antas, Planalto de Poços de Caldas, MG.** Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2008. (Dissertação de Mestrado).
- ALEMU, T. et al. Effect of riparian land use on environmental conditions and riparian vegetation in the east African highland streams. **Limnologia**, 66, n. 1, July 2017. p. 1-11.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology Structure and function of running waters.** 1ª. ed. Michigan: CHAPMAN & HALL, 1995. 388 p.
- ALLAN, J. D. Landscape and Riiverscape: The influence of land use on Stream Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, 35, Jun 2004. p. 257-284.
- BENETTI, C. J.; CUETO, J. A. R.; FIORENTIN, G. L. Gêneros de Hydradephaga (Coleoptera: Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae) citados para o Brasil, com chaves para identificação. **Biota Neotropica**, 3, n. 1, 2003.
- BILTON, D. ; FREELAND, J. R.; OKAMURA, B. Dispersal in Freshwater Invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 32, 2001. p. 159–181.
- BISHOP, T. R. et al. Elevation-diversity patterns through space and time: ant communities on the Maloti-Drakensberg Mountains of southern Africa. **Journal of Biogeography**, 41, 2014. p. 2256–2268.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R.** 1. ed. [S.l.]: Springer-Verlag New York, 2011. 306 p.
- BRAUN, B. M. et al. Diversity and distribution of riffle beetle assemblages (Coleoptera, Elmidae) in montane rivers of Southern Brazil. **Biota Neotropica**, 14, n. 2, 2014. p. 1-11.
- CALLISTO, M. et al. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em Atividades de ensino e Pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnological Brasiliensia**, 14, n.1, 2002. p.91-98.
- CORDERO–RIVERA, A.; ÁLVAREZ, A.M.; ÁLVAREZ, M. Eucalypt Plantations Reduce the Diversity of Macroinvertebrates In Small Forested Streams. **Animal Biodiversity and Conservation**, 40, n. 1, 2017. p. 87-97
- DA CRUZ, W. B.; PEIXOTO, A. D. M. As águas Termais de Poços de Caldas, MG - Estudo Experimental das Interações Água-Rocha. **Revista Brasileira de Geociências**, Março 1989. p. 76-86.
- DE CÁCERES, M.; LEGENDRE, P. Association between species and groups of sites: indices and statistical inference. **Ecology**, 90, 2009. p. 3566-3574.
- DOMINGUEZ, E.; FERÁÑDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: Sistemática y biológica.** 1ª. ed. Tucumán: Fund. Miguel Lillo, Argentina, 2009. 655 p.
- DUFRENNE, M.; LEGENDRE, P. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. **Ecological Monographs**, 67, 1997. p. 345-366.
- ELLERT, R. Contribuição à Geologia do Maciço Alcalino de Poços de Caldas. **Boletim - Geologia**, São Paulo, 18, n. 237, 1959. p. 5-63.

EPLER, J. H. **Identification Manual For The Larval Chironomidae (Diptera) Of North And South Carolina**. 1ª. ed. [S.l.]: [s.n.], 2001. 526 p.

FERREIRA, V. et al. Eucalyptus plantations affect fungal communities associated with leaf-litter decomposition in Iberian streams. **Archiv fur Hydrobiologie**, 166, n. 4, 2006. p. 467-490.

FERREIRA, V. et al. The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. **Forest Ecology and Management**, 335, 2015. p. 129-138.

GALIZZI, M. C.; MARCHESE, M.. Colonización De Hojas en Descomposición de Eucalyptus Camaldulensis Dehnhardt Por Invertebrados en un Cauce Secundario Del Río Paraná Medio. **Hidrobiológica**, 19, n. 2, 2009. p. 141-149.

GASTON, K. J. What is rarity? In: KUNIN, W. E.; GASTON, K. J. (eds) **The Biology of Rarity. Population and Community Biology Series**. Springer, Dordrecht, 17, 1997.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; BARBOSA, R. (Eds.). **Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014. 724 p.

HECKMAN, C. W. **Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata Anisoptera**. [S.l.]: Springer, 2006.

HEINO, J. et al. Metacommunity ecology meets biogeography: effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. **Oecologia**, 183, n. 1, October 2016. p. 121-137.

HEINO, et al. Integrating dispersal proxies in ecological and environmental research in the freshwater realm. **Environmental Reviews**, 25, n. 3, Sep. 2017. p. 334-349.

HEPP, L. U. **Partição Da Diversidade De Insetos Aquáticos Em Riachos Do Sul Do Brasil**. Porto Alegre: Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul, 2011 (Tese de Doutorado).

JUNQUEIRA, V.M.; CAMPOS, S.C.M. Adaptation of the “BMWP” Method for Water Quality Evaluation to Rio das Velhas Watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 10, n. 21998. p. 125-135.

KIFFER JUNIOR, W. P. et al. Exotic Eucalyptus leaves are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an Atlantic Forest stream (Brazil). **PLOS ONE**, 13, n. 1, January 2018. p. 1-17.

LARRAÑAGA, A. et al. Assessing impact of eucalyptus plantations on benthic macroinvertebrate communities by a litter exclusion experiment. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, 42, n. 1, 2006. p. 1-8.

LECCI, S.; FROEHLICH, C. G. **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo: Plecoptera**. Laboratório de Entomologia Aquática, FFCLRP, USP, 2007. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_identifica%C3%A7%C3%A3o_larvas_Plecoptera.pdf>. Acesso em: 15 Jun. 2017.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2nd. Ed. Montrel/Québec: Elsevier, 1998.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, D. Ecologically meaningful transformations. **Oecologia**, 129, n. 2, Oct. 2001. p. 271-280.

LEGENDRE, ; DANIEL, B.; PERES-NETO, P. R. Analyzing Beta Diversity: Partitioning The Spatial Variation of Composition Data. **Ecological Monographs**, 75, n. 4, 2005. p. 435-450.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

- MARIANO, R.; FROEHLICH, C. G.. Ephemeroptera. . Disponível em: **Guia on-line: identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>, 2007. Acesso em: 18 Jun 2018.
- MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to aquatic insects of North America**. 3.ed. Dubuque: Kendall-Hunt, 1996. 862p.
- MICHAT, M. C.; ARCHANGELSKY, ; BACHMANN, A. O. Generic keys for the identification of larval Dytiscidae from Argentina (Coleoptera: Adepaga). **Revista de la Sociedad Entomológica Argentina**, 67, 2008. p. 3-4
- MORAES, T.; JIMÉNEZ-RUEDA, J. R. Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP. **Revista Brasileira de Geociências**, n. 1, Março 2008. p. 196-208.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. 1ª. ed. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010. 176 p.
- ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 1ª. ed. São Paulo: Cengage Learnig, 2015.
- OLIVEIRA, E. et al. Ocorrência De Bivalves Do Gênero Musculium Link, 1807 (Mollusca, Bivalve, Sphaeriidae) No Parque Estadual De Vila Velha, Paraná, Brasil, Com Notas Da Biologia Da População. In: **CARPANEZZI, O. T. B.; CAMPOS, J. B. Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais de Vila Velha, Cerrado e Guartelá. [S.l.]: Uma publicação do Instituto Ambiental do Paraná, 2011. p. 374.**
- POFF, N. L. et al. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological Society** 25, n. 4, 2006 p. 730–755.
- POZO, J. et al. Afforestation with Eucalyptus globulus and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. **Hydrobiologia**, 373/374, 1998. p. 101-109.
- RAMÍREZ, A. Capítulo 5: Odonata. **Revista de Biología Tropical**, 58, n. 4, Dec 2010. p. 97-136.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6ª. ed. New York: Guanabara Koogan, 2015.
- ROVARON, C. E. **Ocupação da Regão da Caldeira Vulcânica de Poços de Caldas - MG Séc. XVIII-XX**. São Paulo: Universidade de São Paulo (Tese de Doutorado), 2009. 253 p
- SALLES, et al. As espécies de Ephemeroptera (INSECTA) registradas para o Brasil. **Biota Neotropica**, 4, n. 2, 2004.
- SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus: EDITUS - EDITORA DA UESC, 2002. 293 p.
- SILVEIRA, M. P. et al. Application of Biological Measures for Stream Integrity Assessment in South-East Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 101, 2005. p.117-128.
- SIQUEIRA, T. et al. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. **Ecography**, 35, n. 2, 2011. p. 1-10.
- SPRINGER, M. Capítulo 7. Trichoptera. **Revista de Biologia Tropical**, San Pedro de Montes de Oca, 58, n. 4, Dezembro 2010. p.151-198.
- STRAHLER, A. N. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. **Transactions: American Geophysical Union**, 38, December 1957. p. 913-920.

SUGUIO, K. **Introdução à Sedimentologia**. São Paulo: Editora Edgard Blucher, 1973.

SURIANO, M. T. **Macroinvertebrados em Córregos de Baixa Ordem Sob Diferentes usos do Solo no Estado de São Paulo: Subsídios para o Biomonitoramento**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, v. (Tese de Doutorado), 2008. 127f. p.

TRIVINHO-STRIXINO, S. et al. Integridade de Córregos do Estado de São paulo: Insetos Aquáticos como Ferramenta para Avaliação Ambiental. **In: Simpósio de Ecologia Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais - PPGERN**, São Carlos - SP. São Paulo: Universidade Federal de São Carlos. Disponível em: <http://www.simposioppgern.ufscar.br/resumos-simposio/042>. São Carlos, 2008. Acesso em: 18 Oct. 2017.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**. Third. ed. New York: Springer-Verlag, 2000. 430 p.

VALENTE, M. L. **Alteração nas Características Físico-químicas e Biológicas da água com a Introdução de Silvicultura de Eucalipto em Microbacias na região do Pampa-RS**. Santa Maria : Universidade Federal de Santa Maria, 2013. 148 p. (Dissertação de Mestrado).

VILMI, A.; KARJALAINEN, S.M. ; HEINO, J. Ecological uniqueness of stream and lake diatom communities shows different macroecological patterns. **Diversity and Distributions**, n. 23, August 2017. p. 1042–1053.

**Capítulo 1 . Influência do Eucalipto sobre a Estrutura e Composição
Taxonômica da Comunidade de Invertebrados Aquáticos em riachos de
altitude no Planalto de Poços de Caldas – MG.**

1. INTRODUÇÃO

Os riachos, particularmente aqueles inseridos em regiões de altitude, constituem ambientes com alta heterogeneidade ambiental e estrutural, e os padrões e os processos ecológicos ainda são pouco compreendidos (LIGEIRO, MELO e CALLISTO, 2010; ALEMU *et al.*, 2017). Nessas regiões de altitude é preciso ampliar o entendimento sobre as respostas bióticas frente aos gradientes altitudinais, às feições fitossociológicas e geomorfológicas específicas, assim como os mecanismos pelos quais a biota alcança e consegue se estabelecer nesses ambientes soerguidos.

Nas últimas décadas constata-se um crescimento de pesquisas em Ecologia de sistemas lóticos entre os países da América Latina e particularmente no Brasil. Entretanto, esse aumento dos estudos ainda é pouco, considerando-se a importância e a complexidade desses ecossistemas.

As regiões de altitude concentram alta biodiversidade e estão sujeitas a grandes impactos ambientais como o desflorestamento e a fragmentação da paisagem, e assim deveriam, *stricto sensu*, ser consideradas *hotspots* em biodiversidade, principalmente nas regiões intertropicais (WOJCIECHOWSKI *et al.*, 2017).

Os riachos de baixa ordenação são dependentes e abastecidos pelos *inputs* da paisagem, pelos regimes climáticos locais (ALLAN, 1995) e abrigam uma fauna aquática diversa (VANNOTE *et al.*, 1980). Esta fauna possui estreitas relações ecológicas com estes ecossistemas (VANNOTE *et al.*, 1980) e também dependem da qualidade da matriz do entorno próximo e da bacia hidrográfica na qual se inserem, em diferentes escalas (ALLAN, 1995; MORENO *et al.*, 2010). Schiavett e Camargo (2002) consideram a escala de bacia hidrográfica ideal para a percepção de processos ecossistêmicos.

A vegetação ripária possui extrema relevância como ecótono ou zona transicional entre os sistemas aquático e o terrestre. Finn *et al.*, (2011) demonstraram a importância de riachos de cabeceira (de baixa ordenação) para a biodiversidade regional, pois esses ambientes funcionam como redes conectadas para promover a diversidade beta, e devem, portanto, ser preservados. Para os invertebrados aquáticos, principalmente os insetos, a vegetação ripária é determinante para a manutenção das populações, que a utilizam como corredor durante a fase adulta alada e se dispersam ao longo da matriz da paisagem. Além de atuar como corredor para migração da fauna, ela ainda promove a qualidade limnológica. Os

processos determinantes para a colonização de riachos por comunidades de invertebrados aquáticos ainda não são totalmente compreendidos. Padial *et al.* (2014) demonstraram que os processos de montagem das metacomunidades, como por exemplo, a dispersão, a seleção de locais, entre outros (VELLEND, 2002), estão relacionados à habilidade dispersiva dos organismos e não somente à qualidade limnológica intrínseca do riacho. Desta forma, para os grupos de invertebrados com menor potencial dispersivo, a vegetação ripária torna-se elemento crítico para a escolha em se locomover pela matriz e colonizar novos ambientes, grantindo a diversidade beta.

Invertebrados aquáticos são considerados bons preditores ambientais devido às suas características biológicas, como o ciclo de vida longo e a baixa mobilidade na fase larval, respostas diferenciadas frente aos diferentes usos do solo no entorno, relativa capacidade dispersiva baixa, além de serem abundantes em riachos de cabeceira (MERRITT, CUMMINS, 1996). Os invertebrados se sobressaem em abundância, riqueza e biomassa (CARDOSO *et al.*, 2011) frente aos demais organismos vivos no planeta, e, suas respostas ecológicas frente às variações ambientais vem sendo investigadas nas últimas décadas, inclusive sendo esses organismos muito utilizados como bioindicadores em programas de monitoramento ambiental (MORENO *et al.*, 2010).

Com parte do ciclo de vida desenvolvido no ambiente aquático, os insetos aquáticos são totalmente dependentes da estrutura, morfologia e integridade limnológica (PAULA, FONSECA-GESSNER, 2010; MORENO *et al.*, 2010). Na fase adulta, na qual são alados, necessitam das áreas próximas aos riachos para forragearem e se reproduzirem. Eles também compõem as redes tróficas, servindo de alimento a outros animais, processando a matéria orgânica presente ou atuando como filtradores de água. Os grupos taxonômicos que compõem a fauna de invertebrados aquáticos são bastante diversos, com representantes de moluscos, platelmintos, anelídeos, crustáceos, ácaros, entre outros. Em geral, as larvas dos insetos constituem o grupo dominante da fauna de invertebrados em riachos.

Alguns táxons são considerados mais tolerantes às perturbações ambientais, enquanto outros são mais sensíveis. O grau de sensibilidade determina a ocorrência e a persistência de determinados grupos de invertebrados nesses ambientes, pois suas adaptações morfológicas e fisiológicas são o reflexo dos processos evolutivos decorrentes das especificidades e da biologia de cada espécie. Assim, os táxons mais tolerantes, como por exemplo, Chironomidae, podem sobreviver nos ambientes mais impactados e com menor integridade ambiental. Ao contrário, outros insetos aquáticos mais sensíveis às alterações limnológicas ou

estruturais do canal podem ser eliminados de um sistema por escasses de recursos (SAITO, SIQUEIRA e FONSECA-GESSNER, 2015), como por exemplo, algumas espécies de tricópteros que necessitam de tipos específicos de grãos de areia no sedimento para construção de casulos, ou ainda, aquelas espécies de tricópteros que dependem do aporte de folhas palatáveis para alimento e restos de madeira de espécies arbóreas do entorno dos riachos para a construção de abrigos.

É possível observar a importância dos invertebrados para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos continentais. Há uma intrincada e complexa rede estabelecida por meio de processos evolutivos, atuando em diferentes escalas nesses ecossistemas, onde ocorre uma interdependência dos diferentes componentes, em diferentes escalas (ALLAN, 1995; ALLAN, 2004). Assim, a substituição de matrizes naturais por outras oriundas de atividades antrópicas como pastagem e silvicultura com espécies exóticas em uma bacia hidrográfica, pode interferir na qualidade limnológica de um riacho de maneira sinérgica e em diferentes intensidades, e conseqüentemente atingir toda a comunidade biológica de maneira diferenciada e em diferentes níveis de refinamento, conforme demonstrado por Jonsen e Taylor (2000).

Ainda assim, no Brasil os invertebrados são negligenciados em programas de conservação, pelo pouco conhecimento da fauna. Neste sentido, é extremamente importante entender como os elementos da paisagem interagem entre si e os efeitos que produzem sobre a biota aquática.

Cardoso *et al.* (2011) consideram como elementos impeditivos para a conservação dos invertebrados aquáticos o escasso conhecimento do público em geral sobre os serviços ecossistêmicos oferecidos por eles, a ausência de clareza nas pesquisas básicas sobre esses táxons, além do pouco conhecimento sobre suas respostas frente à substituição dos ambientes naturais em escalas de paisagem, o que eles denominaram “Déficit Hutchinsoniano”. Bini *et al.* (2006) também destacam a importância de se entender melhor as respostas ecológicas de grupos taxonômicos específicos para a redução deste déficit de conhecimento. Estes autores ainda apontam o “Deficit Wallaceano” que se refere à falta de conhecimento sobre distribuição zoogeográfica de muitos táxons, incluindo os invertebrados.

Para a região do Planalto de Poços de Caldas não há registros publicados da fauna de invertebrados associada aos ambientes aquáticos locais. A situação agrava-se ainda mais quando registramos a substituição de vegetação natural por atividades antropogênicas diversas, como, por exemplo, o monocultivo do eucalipto e a exploração de rochas gnáisses.

Conforme discutido na caracterização da área de estudo, parte introdutória desta tese, o cultivo de eucalipto foi introduzido no Brasil inicialmente para fins ornamentais e logo mudou para fins comerciais, alcançando ampla extensão territorial em monocultivos. Por se tratar de flora originalmente de outra região intertropical, constitui uma espécie exótica no território brasileiro. Plantios desta cultura em largas escalas podem promover alterações nos ecossistemas em resoluções mais finas, como, por exemplo, perda da qualidade limnológica ou promover alterações de paisagem constituindo-se em verdadeiras barreiras geográficas para movimentos dispersivos de espécies nativas. Seus efeitos negativos diretos sobre as comunidades de invertebrados aquáticos podem ser, por exemplo, a alteração do *fitness* (KIFFER JUNIOR *et al.*, 2018) de animais com especificidades alimentares, como os fragmentadores de matéria orgânica, a diminuição de fungos decompositores basais, alterações na composição faunística, entre outros. Diversos autores têm registrado os resultados negativos do cultivo de eucalipto sobre as comunidades aquáticas (POZO *et al.*, 1998; GRAÇA *et al.*, 2002; FERREIRA *et al.* 2006, LARRAÑAGA *et al.*, 2006, 2006; SURIANO, 2008; TRIVINHO-STRIXINO *et al.*, 2008; GALIZZI e MARCHESE, 2009; KIFFER JÚNIOR, 2009; CORDERO-RIVERA, ÁLVAREZ e ÁLVAREZ, 2017; KIFFER JUNIOR, *et al.*, 2018). Outros autores ainda afirmam a importância de estudos de metacomunidades para o entendimento sobre padrões de montagem dessas comunidades aquáticas.

O Planalto de Poços de Caldas constitui uma região geológica muito interessante para a realização dessas investigações. Esse planalto surgiu há milhões de anos a partir do soergimento de rochas vulcânicas intrusivas, às quais culminaram com o aspecto de “caldeira circular” observado na atualidade. As bordas mais altas que a região central podem ter se tornado barreiras geográficas para alguns táxons residentes e impedir a entrada de outros. Alguns trabalhos publicados sobre a flora local e um para uma espécie de Lepidoptera do gênero *Anthanassa sp.* demonstraram o isolamento de espécies residentes (MATAVELLI e MONTEIRO, 2012; REZENDE *et al.*, 2013; FREITAS *et al.*, 2015; FURTADO e MENININETO, 2016).

Dessa maneira, buscou-se entender como as comunidades de invertebrados aquáticos encontram-se estruturadas em três sub-bacias hidrográficas do Planalto de Poços de Caldas, bem como as suas respostas frente aos diferentes usos da terra (especificamente ao cultivo de eucalipto). Espera-se, como predição, encontrar respostas ecológicas da fauna (na estrutura e

composição) frente às diferentes feições ambientais das três sub-bacias analisadas (Pedra Branca > Moinhos > Amoras).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Usos do Solo na Área de Estudo

Analisamos três sub-bacias hidrográficas inseridas na região do Planalto de Poços de Caldas, sudeste brasileiro, Minas Gerais. A Sub-bacia Hidrográfica do Córrego dos Moinhos (EU-PR) e Sub-bacia Hidrográfica das Amoras (EU-IM), ambas sob influência direta de eucaliptos. A sub-bacia hidrográfica da Pedra Branca (NA-PR) pode ser considerada mais preservada, quando comparada às demais, ela está inserida em uma Unidade de Conservação (Área de Proteção Ambiental – APA) denominada “Santuário Ecológico da Pedra Branca”(Figura 1).

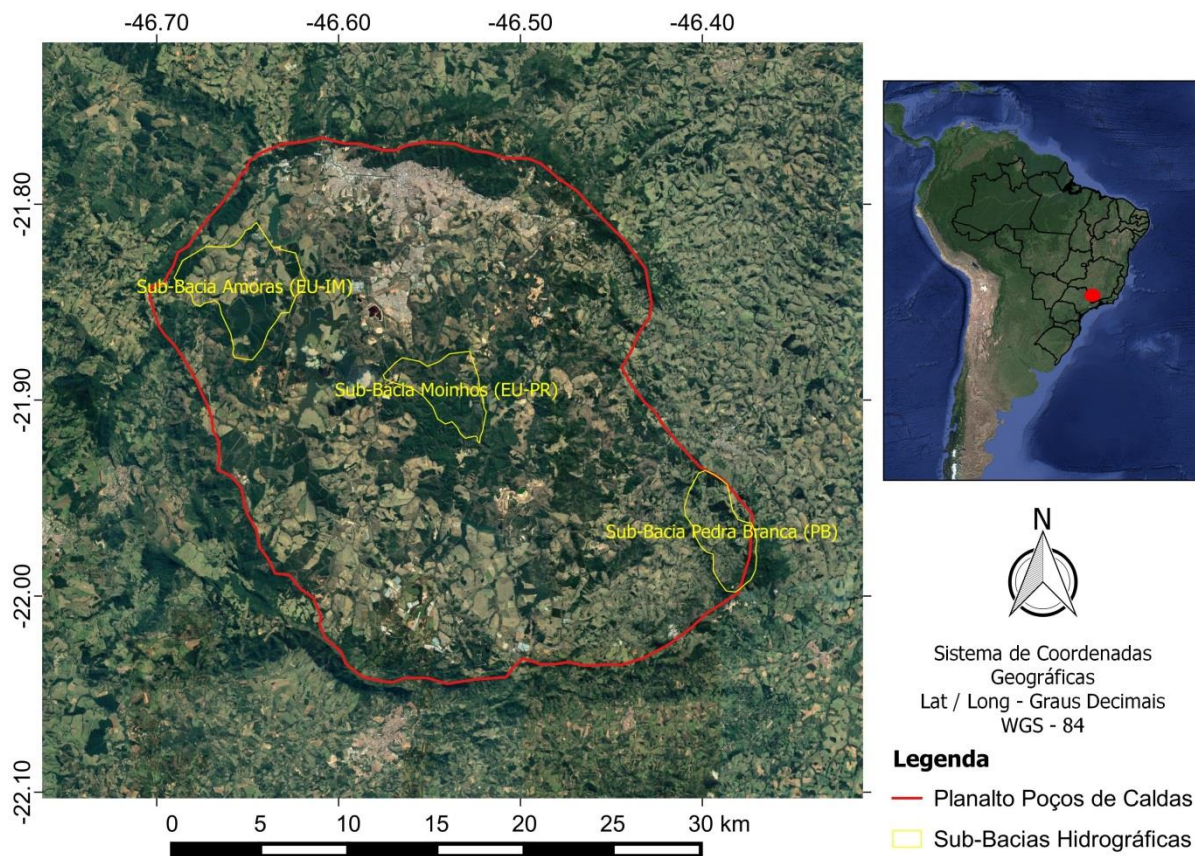


Figura 1. Planalto de Poços de Caldas evidenciando as três sub-bacias hidrográficas estudadas.

Para a quantificação dos usos do solo calculamos as áreas totais de cada sub-bacia hidrográfica e as áreas correspondentes aos diferentes usos do solo por sub-bacia. Validamos em campo as feições, especialmente aquelas que deixaram dúvidas pela imagem de satélite.

O banco de dados quantitativo gerado foi agrupado em dois, sendo:

- a) *entorno próximo aos riachos: área ocupada pelo raio de 100 metros definido a partir de um ponto central, no trecho de coleta de cada riacho em estudo;*
- b) *área ocupada pela sub-bacia hidrográfica, excluindo-se as áreas de entorno próximo aos riachos*

Com isto geramos uma base de dados que nos permitiu verificar como os diferentes componentes da paisagem podem interferir nas comunidades biológicas em diferentes escalas, e se interagem ou não entre si.

2.2 Caracterização Ambiental e Limnológica

Em cada riacho, no trecho de coleta, aplicamos protocolos de caracterização ambiental que aborda aspectos qualitativos de uso do solo, morfologia do canal e caracterização do leito, vegetação ripária e condições meteorológicas locais durante a coleta (CALLISTO *et al.*, 2002) e Protocolo proposto em um Projeto Temático Biotas Fapesp – ANEXO I). Para a caracterização limnológica dos riachos, algumas variáveis físicas e químicas foram medidas em campo com o auxílio de uma sonda multiparamétrica, em cinco repetições, com o propósito de garantir a minimização de efeitos aleatórios sobre os resultados. As variáveis medidas na água foram: pH, Oxigênio Dissolvido e Saturação de Oxigênio, Temperatura, Potencial Redox e Condutividade Elétrica. Para a caracterização hidrológica do trecho amostrado no riacho analisamos a porcentagem de rápidos, corredeiras e remansos, quantificados visualmente. Em uma seção transversal do riacho medimos os valores médios de largura e profundidade, e a vazão foi medida de acordo com Wetzel e Likens (2000). Coletamos amostras de sedimento do leito dos riachos para posterior determinação de frações granulométricas e porcentagem de matéria orgânica particulada grossa e fina (DOMINGUEZ, FERÁNDEZ, 2009).

2.3 Coleta e processamento de amostras biológicas

Os riachos estudados apresentam morfologia muito acidentada e diversificada com a presença de matacões e poções. Por isso optamos por utilizar dois equipamentos de coleta para obtermos maior representatividade da comunidade local. Assim, coletamos os macroinvertebrados aquáticos com o auxílio do amostrador tipo Surber com área de 30x30cm, e, uma rede de varredura em “D”, ambos com malha de 250µm de abertura, em trélicas amostrais para cada equipamento. Determinamos para as coletas com a rede em D, três unidades de esforço de 20 segundos cada, totalizando 60 segundos de arraste pelo sedimento ao longo do trecho estabelecido. Para eliminarmos o efeito da pluviosidade sobre a estrutura da comunidade e padronizarmos os esforços amostrais no tempo, coletamos na estação da estiagem (entre maio e agosto de 2015). As amostras foram fixadas em campo com formaldeído à 8%, e, posteriormente, triamos os espécimes no laboratório. Realizamos a

identificação taxonômica até o nível de gênero com o auxílio de chaves de identificações taxonômicas (MERRITT e CUMMINS, 1996; EPLER, 2001; BENETTI, CUETO e FIORENTIN, 2003; SALLES *et al.*, 2004; HECKMAN, 2006; LECCI E FROEHLICH, 2007; MARIANO E FROEHLICH, 2007; MICHAT, ARCHANGELSKY e BACHMANN, 2008; DOMINGUEZ E FERÁNDEZ, 2009; MUGNAI *et al.*, 2010; RAMÍREZ, 2010; SPRINGER, 2010; TRIVINHO-STRIXINO, 2011; BRAUN *et al.*, 2014; HAMADA *et al.*, 2014) e quando necessário consultamos os especialistas.

2.4 Análises de dados

Para realizar as análises estatísticas optamos por não excluir nenhum gênero identificado (raro ou abundante) buscando uma maior acuidade dos resultados, conforme sugerido por Siqueira *et al.* (2011). Transformamos os dados brutos (bióticos e abióticos) em $\log X+1$ para fins de padronização e amenização da variação de amplitude entre os valores extremos. Agrupamos as variáveis ambientais em micro, meso e macroescala, de acordo com a sua atuação sobre o sistema considerado (riacho). Na microescala consideramos as variáveis limnológicas intrínsecas ao canal: pH, OD, temperatura, condutividade elétrica, vazão, potencial redox, morfologia do canal, porcentagem de matéria orgânica fina e grossa, granulometria do sedimento dos riachos. Na mesoescala consideramos as porcentagens de usos do solo no entorno próximo aos riachos, na área compreendida pelo *buffer* de 100 metros. Na macroescala consideramos as variáveis da paisagem como latitude e longitude, ordem do riacho, altitude e porcentagens de usos do solo da sub-bacia hidrográfica como um todo e suas respectivas tipologias. Calculamos os valores médios e desvio padrão das variáveis limnológicas (microescala) e aplicamos uma Análise de Variância Multivariada Permutacional - PERMANOVA para verificarmos as diferenças entre os riachos de cada sub-bacia e entre as diferentes sub-bacias.

A diversidade alfa foi estabelecida por meio da Riqueza taxonômica e Abundância individuais (riachos) e totais de cada sub-bacia, bem como pelos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e Riqueza de Margalef (verificação das diferenças entre bacias por meio de teste permutacional, $p < 0,05$). O Indicador CHAO foi aplicado para compararmos a riqueza estimada e a riqueza amostrada. Verificamos também a qualidade ambiental das três sub-bacias hidrográficas por meio de indicadores de qualidade ambiental como: Riqueza

taxonômica (gêneros) e abundância de Ephemeroptera, Riqueza taxonômica (gêneros) e abundância de Plecoptera, Riqueza taxonômica (gêneros) e abundância de Trichoptera, Porcentagem (%) de Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera (%EPT), (%) de Oligochaeta, (%) de Chironomidae, Riqueza taxonômica (gêneros) e abundância de Chironomidae, (%) de Oligochaeta + Chironomidae e (%) EPT dividida pela % de Chironomidae (%EPT/%Chiro) (MERRITT, CUMMINS, 1996; SILVEIRA *et al.*, 2005).

A composição biológica foi analisada sob a perspectiva dos táxons compartilhados entre as três sub-bacias hidrográficas, daqueles compartilhados entre duas sub-bacias hidrográficas apenas (considerando as combinações possíveis entre as três) e daqueles específicos para cada uma delas. Também analisamos as frequências de ocorrência e a dominância dos táxons (GASTON, 1997). Verificamos a diversidade beta particionada em *turnover* e aninhamento pelo método de Jaccard, sobre a matriz de incidência construída a partir dos dados biológicos, conforme sugerido por Legendre, Borcard e Pedro (2005) e Legendre e Legendre (1998). Para todas as análises estatísticas aplicadas e tabulação de dados foram usados os *Softwares R: A Language and Environment for Statistical Computing* (R Core Team, 2017), *Past 3.0* e o *Software Office, Microsoft Excel*.

3. RESULTADOS

3.1 Usos do Solo nas Sub-bacias Hidrográficas (Macroescala)

Após o mapeamento das três sub-bacias hidrográficas detectamos onze feições de usos do solo, conforme demonstrado na Tabela 1, que sintetiza as áreas relativas ocupadas por estas feições, excluindo-se as áreas compreendidas pelo raio de 100 metros (entorno próximo aos locais de coleta).

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Tabela 1. Área relativa (%) ocupada pelos diferentes usos do solo em cada sub-bacia hidrográfica EU-PR: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão dos Moinhos; EU-IM: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão das Amoras; NA-PR: Sub-bacia Hidrográfica ribeirão da Pedra Branca.

Feições de usos do Solo	NA-PR (Pedra Branca)	EU-PR (Moinhos)	EU-IM (Amoras)
Mineração	0,99	0,80	0,60
Distrito Industrial	0,00	0,00	9,15
Solo Exposto	0,00	7,91	0,58
Aterro Sanitário	0,00	1,22	0,00
Residencial	0,96	0,00	4,81
Cultura Rotativa	2,18	7,54	19,42
Eucalipto	0,16	59,24	40,70
Barramentos (açudes)	0,07	0,03	2,22
Floresta	42,71	22,26	6,53
Pastagem	20,54	1,00	15,00
Campo Altitude	32,39	0,00	1,00

Os plantios de eucalipto compõem a principal classe de uso do solo nas duas sub-bacias EU-PR (Moinhos) e EU-IM (Amoras), que também apresentaram usos mais diversificados como culturas rotativas, pastagem e solo exposto. Feições nativas (campo de altitude e florestas) compõem a principal classe em NA-PR (Pedra Branca).

A altitude média dos locais de coleta na sub-bacia hidrográfica EU-PR (Moinhos) é de 1360 metros e as coordenadas geográficas UTM do ponto central desta sub-bacia são 341205E e 7577933S, Datum WGS84, Zona 23K (Figura 2). Os plantios de eucalipto ocupam 59,24% do solo, e florestas (distribuídas como matas de galeria) compõem a segunda maior feição detectada (22,26%). Não se observa nesta sub-bacia fragmentos florestais espacializados e intercalados na matriz de eucalipto e as áreas de solo exposto e culturas rotativas, somadas, representam 15,45% do uso do solo. O aterro sanitário controlado do Município de Poços de Caldas, classe de uso exclusiva desta Sub-bacia, se insere à jusante das regiões de cabeceira e representa 1,22%.

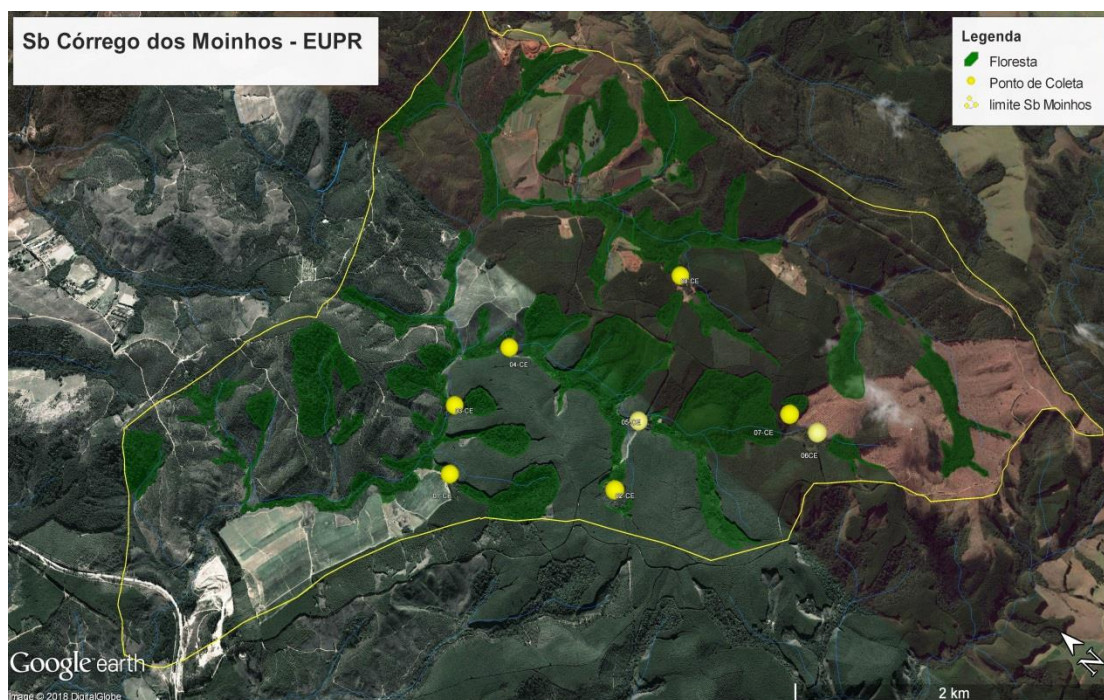


Figura 2. Vista espacial do limite da sub-bacia hidrográfica do córrego dos Moinhos (EU-PR) e as classes florestais nativas (destacadas em verde) concentradas como matas de galeria, Planalto de Poços de Caldas, MG. Pontos amarelos = locais de coleta.

A Altitude média dos locais de coleta na sub-bacia hidrográfica EU-IM (Amoras) é de 1283 metros e as coordenadas geográficas em UTM em um ponto central são 329625E e 7583479S, Datum WGS84, Zona 23K. Os usos do solo são mais heterogêneos, porém com predomínio do plantio de eucalipto (40,70%), seguido por culturas rotativas (19,42%) e pastagem (15,0%). Distrito industrial, barramentos e ocupação residencial representam juntos 16,18% da cobertura do solo e são feições exclusivamente detectadas nesta sub-bacia. A cobertura florestal nativa é reduzida (6,53%) concentrada como mata de galeria (Figura 3).

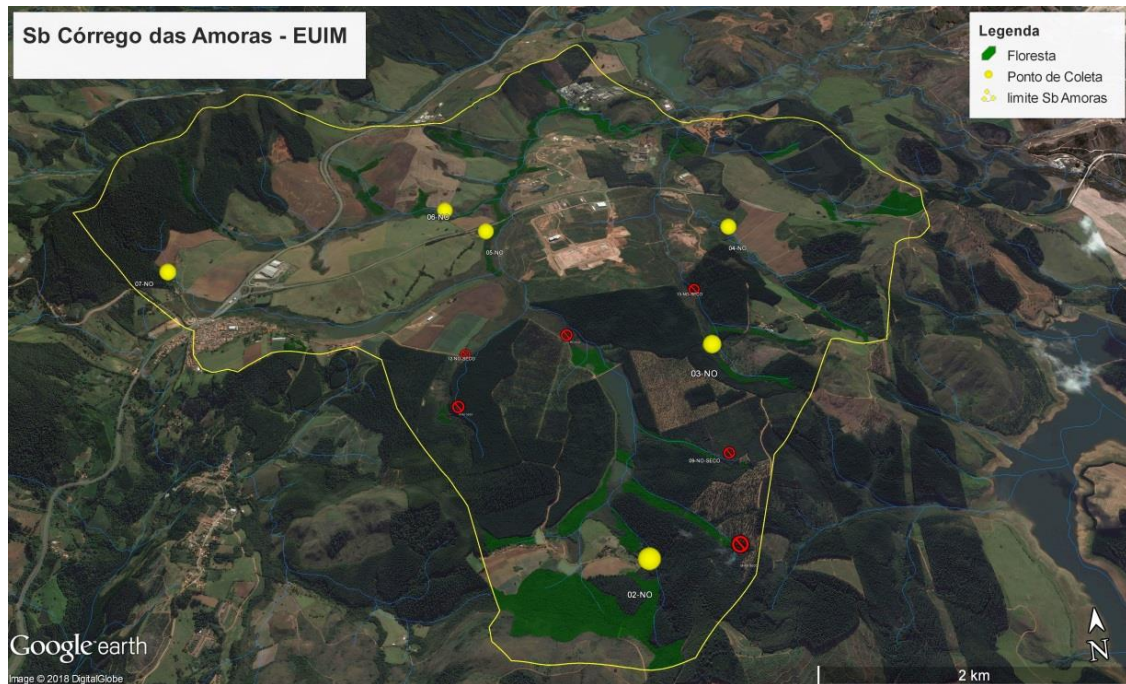


Figura 3. Vista espacial do limite da Sub-bacia hidrográfica do córrego das Amoras (Planalto de Poços de Caldas, MG), evidencia-se as classes florestais nativas (destacadas em verde), reduzidas à mata ciliar. Pontos amarelos = locais de coleta; Pontos Vermelhos = locais demarcados para coleta, porém totalmente secos durante o período analisado.

Feições nativas como florestas e campos de altitude predominaram em NA-PR (Pedra Branca) (75,1%), que também apresentou porcentagens de pastagem (20,54%) e, em menor proporção, a presença de culturas rotativas diversas (2,18%) produzida para subsistência de residentes, mineração (0,99%) e usos residenciais rurais (0,96%) (Tabela 1). Principalmente por apresentar maiores coberturas de solo com feições nativas e menor influência antrópica, a Sub-bacia hidrográfica do ribeirão da Pedra Branca (NA-PR) foi considerada neste estudo como área referência dentro do Planalto de Poços de Caldas. A mesma constitui uma Unidade de Conservação Ambiental definida pelo Zoneamento da Área de Proteção Ambiental – APA da Pedra Branca (ALBERTI, 2007) e está inserida também na Região do Planalto de Poços de Caldas, pertencente ao município de Caldas-MG. Denominada “Santuário Ecológico da Pedra Branca”, a Área de Proteção Ambiental - APA da Pedra Branca foi decretada no ano de 2006 e constitui uma importante área ambiental no contexto regional. Engloba três sub-bacias hidrográficas: a do Rio Verde, do Ribeirão dos Burges-Pedra Branca e a do Córrego Bom Retiro. A região onde se insere apresenta elevadas altitudes (até 1760 metros), sendo as mais altas registradas na Serra da Pedra Branca, que compõem os limites da APA (ALBERTI, 2007). Com formações florestais nativas de Mata Atlântica caracteriza-se pela vegetação de Campos Rupestres de Altitude e Florestas Alto-Montanas ou Nebulares.

A altitude média dos locais de coleta na sub-bacia hidrográfica NA-PR é 1274 metros e as coordenadas geográficas UTM de um ponto central são 356843E e 7569863S, Datum WGS84, Zona 23K. As principais feições de usos do solo registradas nesta sub-bacia são formações Florestais e Campos rupestres de Altitude, além de áreas de pastagens, que muitas vezes se confundem com os campos rupestres (Figura 4).

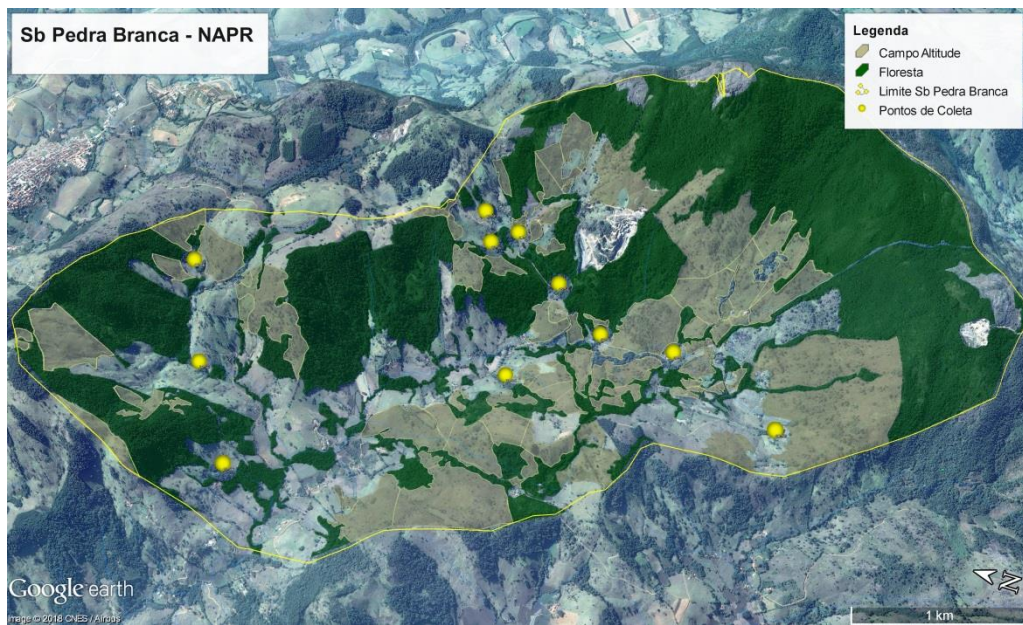


Figura 4. Vista espacial do limite da Sub-bacia hidrográfica do ribeirão da Pedra Branca, Planalto de Poços de Caldas (MG), evidenciando as classes florestais nativas, destacadas em verde claro e escuro. Pontos amarelos = locais de coleta.

3.2 Usos do Solo no Entorno Próximo aos Riachos – Raio de 100 metros (Mesoescala)

Com relação ao entorno próximo dos riachos, no raio de 100 metros dos locais de coleta, verificamos também variações nos usos do solo entre as três sub-bacias, conforme Tabela 2. Detectamos nove feições compondo os usos do solo nestes locais.

Tabela 2. Área relativa (%) ocupada pelos diferentes usos do solo no entorno próximo aos locais de coleta (raio de 100 metros) em cada sub-bacia hidrográfica: EU-PR: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão dos Moinhos; EU-IM: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão das Amoras; NA-PR: Sub-bacia Hidrográfica ribeirão da Pedra Branca.

Feições de usos do Solo	NA-PR (Pedra Branca)	EU-PR (Moinhos)	EU-IM (Amoras)
Eucalipto	0,00	25,46	38,14
Residencial	3,92	0,00	2,04
Cultura Rotativa	1,64	2,88	3,26
Solo Hidromorfo	0,00	4,02	6,36
Solo Exposto	0,00	6,15	0,00
Barramento	0,00	0,00	3,88
Pastagem	27,07	2,90	18,90
Floresta	48,62	54,70	22,72
Campo Altitude	14,61	0,00	0,00

A porcentagem de florestas nativas no entorno dos riachos é quase duas vezes maior na sub-bacia hidrográfica EU-PR, se comparada com EU-IM. No entanto, ambas as sub-bacias mantêm plantios de eucalipto nos arredores próximos aos riachos, em proporções diferenciadas. Observamos que apenas na sub-bacia EU-PR ocorre solo exposto, e somente na sub-bacia EU-IM há a ocupação do solo, com área residencial e barramentos (açudes), próximo aos riachos no raio de 100 metros. Nestas áreas de entorno dos riachos em EU-IM também observamos significativas áreas de pastagem (18,90%).

Em Pedra Branca (NA-PR) os usos predominantes do solo no entorno próximo aos riachos é definido por feições nativas de florestas e campos de altitude (63,23%), porém registramos presença de pastagem (27,07%). Existem ainda interferências, em menor escala, de usos residenciais e culturas rotativas diversas (Tabela 2).

Quando analisamos individualmente as porcentagens de ocupação do solo no entorno próximo de cada riacho e em cada sub-bacia (Tabela 3), percebemos o quão heterogêneos são os usos do solo nestas áreas.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Tabela 3. Área relativa (%) ocupada pelos diferentes usos do solo no entorno próximo aos locais de coleta (raio de 100 metros) por riachos, em cada sub-bacia hidrográfica: EU-PR: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão dos Moinhos; EU-IM: Sub-bacia Hidrográfica do ribeirão das Amoras; NA-PR: Sub-bacia Hidrográfica ribeirão da Pedra Branca.

		Classes de Usos do Solo detectadas								
	Riacho	Eucalipto	Residencial	Cultura Rotativa	Solo Hidromorfo	Solo Exposto	Barramento (açude)	Pastagem	Floresta	Campo Altitude
NA-PR (Pedra Branca)	1	0.0	0.0	18.1	0.0	0.0	0.0	27.6	43.9	7.4
	2	0.0	14.7	0.0	0.0	0.0	0.0	38.7	44.3	0.0
	3	0.0	10.6	0.0	0.0	0.0	0.0	40.4	41.7	0.0
	4	0.0	6.2	0.0	0.0	0.0	0.0	41.6	48.9	0.0
	5	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	8.1	88.1	0.0
	6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	48.6	44.7
	7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.7	34.5	55.0
	8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.0	45.5	31.8
	9	0.0	10.9	0.0	0.0	0.0	0.0	7.2	56.2	21.8
	10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	68.3	28.0	0.0
	11	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	43.2	55.2	0.0
EU-PR (Moinhos)	1	32.1	0.0	23.1	0.0	0.0	0.0	0.0	42.0	0.0
	2	8.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	90.1	0.0
	3	46.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.4	0.0
	4	26.7	0.0	0.0	20.3	0.0	0.0	23.2	23.6	0.0
	5	38.6	0.0	0.0	11.8	0.0	0.0	0.0	45.5	0.0
	6	11.7	0.0	0.0	0.0	29.6	0.0	0.0	54.3	0.0
	7	11.4	0.0	0.0	0.0	8.2	0.0	0.0	78.3	0.0
	8	28.3	0.0	0.0	0.0	11.4	0.0	0.0	53.4	0.0
EU-IM (Amoras)	1	99.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
	2	46.5	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	46.3	0.0
	3	65.9	0.0	0.0	0.0	0.0	6.9	0.0	21.0	0.0
	4	0.0	0.0	18.6	14.5	0.0	20.3	31.0	10.8	0.0
	5	0.0	3.8	0.0	29.9	0.0	0.0	28.2	31.1	0.0
	6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	47.0	46.8	0.0
	7	54.7	10.5	0.0	0.0	0.0	0.0	26.0	2.8	0.0

No entanto, é evidente que os riachos de NA-PR estão com estas zonas de amortecimento (entorno próximo) cobertas por feições nativas (florestas e campo de altitude) enquanto as demais apresentam expressivas porcentagens de eucaliptos nestas regiões. Ainda, nos riachos das Sub-bacias EU-PR e EU-IM, nas áreas de entorno próximo, verificamos feições antrópicas diversificadas e ausentes em NA-PR.

3.3 Caracterização Estrutural e Limnológica dos Riachos Amostrados

De maneira geral, os riachos apresentaram variações estruturais entre si em cada sub-bacia, mas também entre as sub-bacias, conforme demonstrado pela Tabela 4.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Tabela 4. Localização geográfica e altitude de cada riacho amostrado por sub-bacia e características estruturais descritivas gerais. Sb: Sub-bacia hidrográfica. Coordenadas em UTM, Zona 23K, Datum WGS84.

SBH	Riacho	Longitude	Latitude	Altitude	Características estruturais dos riachos amostrados
Sb Pedra Branca (NA-PR)	1	356351	7570061	1327	Os riachos desta sub-bacia apresentam dossel mais fechado devido à mata ripária bem preservada e composta por árvores e arbustos bem desenvolvidos, além de remanescentes arbóreos de maior porte. Com relação à estrutura do canal dos riachos, percebemos os leitos compostos por matacões e cascalhos com a presença de material orgânico (pacotes de folhas e troncos submersos) de origem alóctone (Figura 7 A, B, C). A análise da composição granulométrica do sedimento classificou os solos como Franco-Arenosos (maioria) e Franco-Argiloarenoso (IBGE), com maiores proporções de areia e menores de silte e argila. Observamos também alta heterogeneidade de micro-habitats formados por troncos submersos, pacotes de folhas, áreas de corredeira e alguns remansos.
	2	357487	7570597	1332	
	3	357273	7570482	1298	
	4	357418	7570292	1314	
	5	357157	7569859	1260	
	6	356408	7572773	1252	
	7	356897	7569414	1196	
	8	356440	7567940	1278	
	9	356872	7568815	1246	
	10	355674	7572505	1155	
	11	354951	7571956	1143	
Sb Moinhos (EU-PR)	1	339587	7578005	1302	A cobertura do dossel nos riachos é parcial, pois a vegetação ripária apresenta-se em estádios mais iniciais de regeneração e homogeneamente composta por gramíneas e arbustos, exceto por alguns riachos com vegetação arbórea remanescente mais bem desenvolvida. O solo que compõem o leito dos riachos caracteriza-se por maiores teores de argila, sendo classificados como Franco-Argilosos (IBGE), isto é, a maior parte de sua composição é de argila e silte com menor proporção de areia. Porém, alguns riachos apresentam areia, cascalho (Figura 7 F) e matacões. No leito, observamos maior homogeneidade de micro-habitats do que o leito dos riachos de EU-IM, com poucos locais agregando folhiço e material orgânico de origem alóctone (Figura 7 D e E). Os riachos desta sub-bacia apresentam fluxos normais e com presença de corredeiras bem desenvolvidas em alguns locais.
	2	340267	7577094	1386	
	3	339944	7578312	1287	
	4	340489	7578295	1332	
	5	340723	7577286	1368	
	6	341440	7576366	1401	
	7	341410	7576574	1424	
	8	341677	7577747	1383	
Sb Amoras (EU-IM)	1	331011	7580709	1291	Os riachos desta sub-bacia são circundados pelo dossel muito aberto, com vegetação ciliar rala e predomínio de gramíneas como o bambu, misturadas com alguns exemplares de eucaliptos, inseridos bem próximos ao leito. Em alguns riachos, detectamos a presença isolada de vegetação arbórea remanescente e de maior porte. Os solos que compõem o leito são classificados como Franco-Argilosos e Franco-Argiloarenosos (IBGE) com predomínio de argilas e siltes e menores proporções de areia. Visualmente os leitos são homogeneamente siltosos e argilosos, com alguns poucos bancos de folhiço composto predominantemente por folhas de eucalipto e gramíneas (Figura 7 G, H, I). Há poucas corredeiras, os fluxos de água são homogêneos em quase toda largura e extensão dos riachos com a predomínio de remansos.
	2	329700	7580455	1310	
	3	330518	7582420	1286	
	4	330985	7583943	1269	
	5	328771	7584205	1264	
	6	328396	7584553	1265	
	7	325992	7583823	1310	

Registramos maiores valores altimétricos nos riachos inseridos em EU-PR, porém maior amplitude de altitude nos riachos inseridos em NA-PR, com valores mínimos e máximos bem distantes entre si. EU-IM apresentou altitudes mais similares entre riachos com menor variabilidade de altitude nos locais de coleta, porém valor médio de altitude próximo à média registrada em NA-PR (Tabela 4).

Com relação à estrutura característica dos canais, percebemos que os riachos de NA-PR apresentaram maior heterogeneidade ambiental entre si e quando comparados às demais sub-bacias. Os riachos inseridos em EU-IM apresentaram-se mais homogêneos entre si e mais impactados do que aqueles das demais sub-bacias. EU-PR comporta riachos que apresentam condição de heterogeneidade ambiental intermediária entre as três sub-bacias, porém mais semelhante à NA-PR (Figura 5).

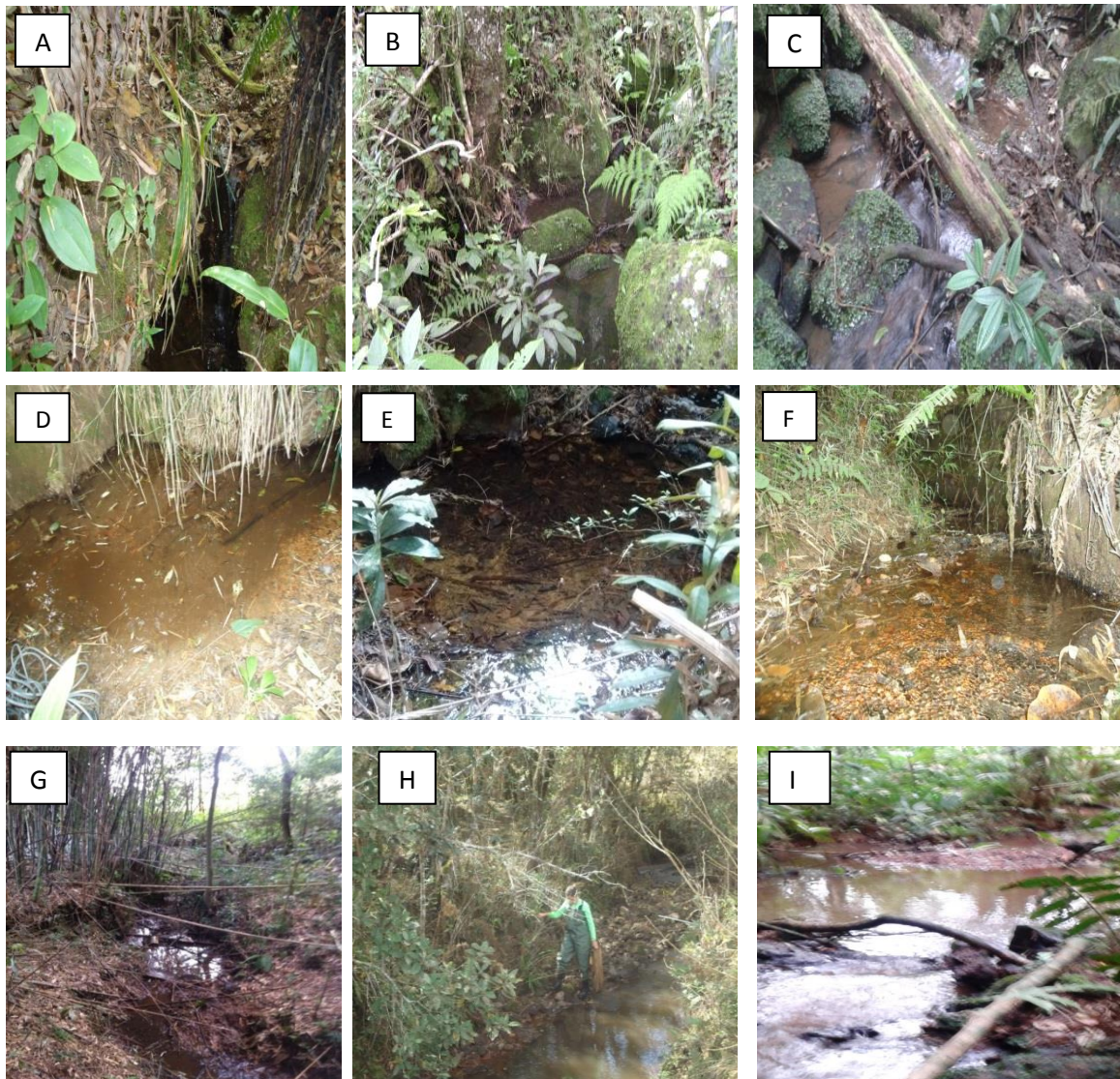


Figura 5. Estrutura física de trechos dos riachos inseridos nas três sub-bacias analisadas. Sub-Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Pedra Branca: A, B, C = estrutura dos riachos com presença de matacões. Sub-bacia hidrográfica do córrego dos Moinhos (EU-PR): D = remansos, E = remansos com acúmulo de folhiço, F = leito com fluxo normal e maior presença de areia e cascalho. Sub-Bacia Hidrográfica do córrego das Amoras (EU-IM): G = riacho com ausência de mata ciliar e presença de bambus, H = riacho com melhor estrutura na sub-bacia, I = banco de silte e lama. Fotos: arquivo pessoal.

As imagens 5A, B e C destacam a formação de micro-habitats mais diversificados com presença de matacão, material orgânico grosseiro como troncos submersos, folhas e presença de vegetação marginal em NA-PR. As imagens B, C e D da figura 5 refletem diretamente as características dos riachos inseridos em EU-PR que apresentam-se com fluxo mais homogêneos, largura mais constante ao longo do leito, porém com alguns locais agregando material orgânico proveniente do entorno e presença de cascalhos. As imagens 5G, H e I refletem a degradação observada nos riachos inseridos na sub-bacia EU-IM, com presença de banco de argila e silte, além da reduzida ausência de material orgânico mais grosseiro.

A análise dos dados pluviométricos dos anos de 2013 e 2014 demonstrou que os meses de menor pluviosidade estão entre maio e agosto, conforme Figura 6.

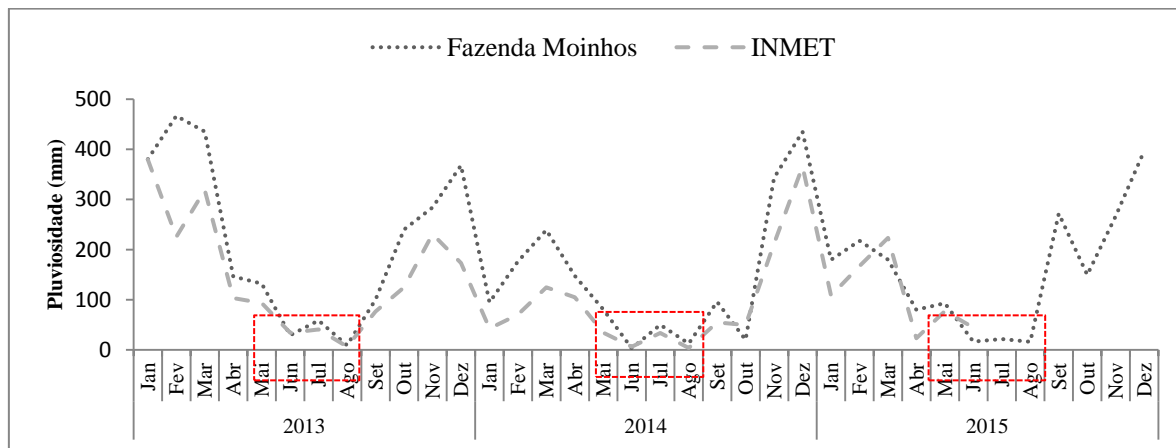


Figura 6. Médias Pluviométricas Mensais da região de estudo amostradas na estação automática do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET e na estação manual localizada na fazenda Moinhos. Destaque em vermelho aos meses de menor índice pluviométrico regional.

Dessa forma, as variáveis ambientais para caracterização limnológica dos riachos foram amostradas no período de maio a agosto para fins de padronização e minimização dos efeitos da pluviosidade.

Analisamos ao todo 18 variáveis ambientais intrínsecas ao curso d'água e diretamente relacionadas às condições limnológicas dos riachos: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e saturação de oxigênio, temperatura da água, sólidos totais dissolvidos, potencial redox, vazão, velocidade da correnteza da água, porcentagens de fluxos normais, corredeiras e remansos, matéria orgânica particulada grossa e fina, composição granulométrica do sedimento (argila, silte, areia fina e grossa). Após a análise de colinearidade, foram mantidas apenas 15 variáveis nas análises. A Tabela 5 sumariza os valores médios e desvios padrão para as variáveis mantidas, em cada riacho e para cada sub-bacia hidrográfica.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Tabela 5. Valores médios e desvio padrão das variáveis analisadas por riacho e por sub-bacia hidrográfica. - valores ausentes

Riacho	pH	Condutividade (µS/cm)	%Oxigênio Dissolvido	Tº Água	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	Potencial Redox (mV)	Velocidade da corrente (m/s)	% Rápidos	% Fluxos Normais	% Remansos	%MOPF	%MOPG	%Argila	%Silte	%Areia Fina	
Sub-Bacia Pedra Branca (NA-PR)	1	6.21 ± 0.71	12.6 ± 4.7	- ± -	17.03 ± 0.19	8.0 ± 3.2	209.40 ± 25.19	0.00 ± 0.00	60.00	20.00	20.00	30.71	21.80	10.60	10.90	6.20
	2	5.08 ± 0.09	27.2 ± 3.2	118.26 ± 11.59	16.85 ± 0.01	17.4 ± 2.2	187.33 ± 8.50	0.08 ± 0.02	20.00	5.00	75.00	70.45	36.24	5.60	16.20	6.40
	3	5.73 ± 0.07	30.2 ± 1.5	125.00 ± 16.04	16.17 ± 0.09	19.2 ± 0.8	200.33 ± 28.08	0.07 ± 0.00	50.00	50.00	0.00	-	-	14.90	41.60	6.30
	4	5.95 ± 0.53	16 ± 3.2	118.16 ± 2.86	16.55 ± 0.18	9.4 ± 2.2	236.66 ± 30.52	0.16 ± 0.02	80.00	12.00	8.00	79.07	72.55	24.32	19.92	4.30
	5	6.09 ± 0.04	27.2 ± 0.8	108.76 ± 3.04	16.15 ± 0.05	17.4 ± 0.5	210.66 ± 9.34	0.11 ± 0.01	70.00	10.00	20.00	61.08	14.90	9.89	18.38	3.10
	6	6.70 ± 0.25	13.2 ± 2.4	114.18 ± 11.83	15.68 ± 0.52	8.6 ± 2.1	139.20 ± 21.55	0.11 ± 0.03	2.00	98.00	2.00	60.50	23.02	16.30	30.20	4.20
	7	6.52 ± 0.34	19.8 ± 6.4	124.72 ± 13.64	16.38 ± 0.79	12.4 ± 4.3	189.80 ± 20.80	0.18 ± 0.03	70.00	10.00	20.00	90.67	88.28	9.20	25.30	5.80
	8	6.71 ± 0.15	20 ± 4.4	107.26 ± 8.19	18.83 ± 0.21	12.4 ± 2.9	184.60 ± 16.98	0.04 ± 0.01	0.00	20.00	80.00	69.93	58.53	33.60	23.70	7.30
	9	6.92 ± 0.20	16.2 ± 1.8	124.34 ± 7.86	17.25 ± 0.68	10.4 ± 1.3	204.00 ± 7.38	0.98 ± 1.45	50.00	20.00	30.00	60.25	5.03	23.40	10.10	4.80
	10	5.55 ± 0.29	28.4 ± 5.7	113.10 ± 2.77	15.58 ± 0.08	18.2 ± 4.1	306.40 ± 11.89	0.18 ± 0.03	20.00	60.00	20.00	-	-	7.40	10.80	3.00
	11	6.06 ± 0.09	25.4 ± 4.2	118.66 ± 25.55	16.34 ± 0.37	16.6 ± 2.6	230.00 ± 9.08	0.07 ± 0.01	20.00	40.00	40.00	-	-	14.79	13.39	10.89
Valores Médios por Sub-bacia		6.14 ± 0.25	21.47 ± 3.49	117.25 ± 10.34	16.62 ± 0.29	13.64 ± 2.39	208.94 ± 17.21	0.18 ± 0.15	40.18	31.364	28.64	65.33	40.04	15.45	20.04	5.66
Sub-bacia Moínhos (EU-PR)	1	5.88 ± 0.11	16 ± 2.9	105.72 ± 5.93	13.63 ± 0.04	10.8 ± 2.2	264.20 ± 1.92	0.08 ± 0.01	0.00	90.00	10.00	57.83	63.15	35.90	38.40	4.80
	2	5.86 ± 0.19	14 ± 4.6	96.88 ± 17.75	13.78 ± 0.32	8.6 ± 3.1	214.20 ± 5.12	0.11 ± 0.02	0.00	80.00	20.00	22.59	12.95	42.34	36.54	4.90
	3	6.27 ± 0.20	9.4 ± 2.5	113.14 ± 4.97	13.74 ± 0.10	6.2 ± 1.8	202.80 ± 30.86	0.11 ± 0.03	50.00	30.00	20.00	50.63	38.88	32.80	46.40	2.60
	4	6.51 ± 0.12	11.4 ± 1.9	117.88 ± 12.72	14.03 ± 0.42	7.2 ± 0.8	219.20 ± 5.26	0.13 ± 0.02	80.00	10.00	10.00	38.50	42.61	27.40	8.80	0.90
	5	6.20 ± 0.29	13.6 ± 3.0	107.06 ± 2.56	14.30 ± 0.44	8.6 ± 2.2	234.40 ± 14.72	0.28 ± 0.06	100.00	0.00	0.00	76.62	81.67	45.85	0.00	2.90
	6	6.11 ± 0.51	18 ± 1.6	107.34 ± 14.73	16.99 ± 0.15	11.4 ± 1.1	256.00 ± 6.56	0.08 ± 0.02	5.00	80.00	15.00	68.56	30.44	36.80	41.30	2.40
	7	5.58 ± 0.23	19.4 ± 5.3	107.64 ± 7.10	16.90 ± 1.02	12.2 ± 3.5	218.40 ± 70.80	0.00 ± 0.00	0.00	0.00	100.00	24.98	2.28	40.66	26.17	3.00
	8	5.64 ± 0.48	12.4 ± 4.6	100.76 ± 25.57	18.93 ± 0.09	7.8 ± 3.1	197.00 ± 26.27	0.09 ± 0.01	0.00	80.00	20.00	77.24	75.03	50.30	27.80	8.30
Valores Médios por Sub-bacia		6.01 ± 0.27	14.28 ± 3.31	107.05 ± 11.42	15.29 ± 0.32	9.10 ± 2.23	225.78 ± 20.19	0.11 ± 0.02	29.38	46.250	24.38	52.12	43.38	39.01	28.18	3.72
Sub-bacia Amoras (EU-IM)	1	5.67 ± 0.18	2.96 ± 3.9	132.14 ± 10.17	16.45 ± 0.02	7.6 ± 0.9	210.40 ± 39.96	0.09 ± 0.01	0.00	95.00	5.00	48.38	21.44	24.50	32.20	2.90
	2	6.04 ± 0.36	6.4 ± 1.7	117.98 ± 11.72	14.93 ± 0.19	4.0 ± 1.2	253.40 ± 5.55	0.15 ± 0.05	15.00	80.00	5.00	57.58	40.40	40.90	29.55	10.52
	3	6.00 ± 0.50	13.2 ± 3.9	127.00 ± 18.52	14.54 ± 0.57	8.4 ± 2.7	253.60 ± 18.70	0.00 ± 0.00	0.00	0.00	100.00	23.37	1.95	39.57	30.15	3.31
	4	4.99 ± 0.16	20.1 ± 1.6	79.82 ± 4.99	16.53 ± 0.37	14.2 ± 2.0	190.30 ± 13.14	0.00 ± 0.00	0.00	0.00	100.00	55.11	32.28	15.79	42.14	4.78
	5	6.05 ± 0.18	28.6 ± 7.4	120.50 ± 11.92	13.08 ± 0.96	18.6 ± 5.3	189.40 ± 21.34	0.09 ± 0.01	0.00	5.00	95.00	72.06	31.38	28.33	35.80	2.63
	6	6.92 ± 0.32	23.4 ± 8.7	109.30 ± 11.08	15.89 ± 0.32	11.6 ± 7.5	269.20 ± 21.99	0.13 ± 0.05	40.00	50.00	10.00	49.01	12.69	45.85	16.38	3.30
	7	6.57 ± 0.24	64.2 ± 7.6	91.60 ± 37.17	19.73 ± 0.48	42.2 ± 3.6	92.80 ± 28.15	0.00 ± 0.00	0.00	0.00	100.00	33.12	9.93	19.60	39.50	4.50
Valores Médios por Sub-bacia		6.03 ± 0.28	22.69 ± 4.98	111.19 ± 15.08	15.88 ± 0.42	15.23 ± 3.32	208.44 ± 21.26	0.07 ± 0.02	7.86	32.857	59.29	48.38	21.44	30.65	32.25	4.56

De modo geral as águas dos riachos amostrados no Planalto de Poços de Caldas apresentaram-se com pH ligeiramente ácido, baixa condutividade elétrica, elevada saturação de oxigênio, baixa temperatura e baixa concentração de sólidos totais dissolvidos.

Os resultados diferiram numérica e estatisticamente entre os riachos de cada sub-bacia e entre as sub-bacias hidrográficas (PERMANOVA: entre riachos $p = 0,001/F=1.2$ e entre sub-bacias $p = 0,001/F=0,6$). Na sub-bacia NA-PR (Pedra Branca) registramos os maiores valores de pH, temperatura e porcentagem de Oxigênio dissolvido e EU-PR (Moinhos) os menores valores para estas variáveis. Os valores de pH e porcentagem de Oxigênio dissolvido na sub-bacia EU-PR registraram menores média e amplitude do que os registrados na sub-bacia EU-IM (Amoras).

Quanto ao potencial redox, observamos o maior valor médio em EU-PR. Os riachos que mais influenciaram na média desta variável foram 01CE, 05CE e 06CE. EU-IM e NA-PR apresentaram valores de potencial redox muito próximos entre si.

Os riachos inseridos em NA-PR caracterizam-se por águas com maiores correntezas do que aqueles riachos inseridos em EU-PR e EU-IM, sendo registrados nesta última, os os menores valores de correnteza da água, cujos riachos foram predominantemente caracterizados por remansos.

Com relação à quantidade de matéria orgânica nos sedimentos, EU-PR e NA-PR apresentaram maiores taxas do que EU-IM. Os teores de argila e silte foram maiores em EU-IM, seguida por EU-PR, e por último, NA-PR. No entanto, esta relação é inversa para teores de Areia fina no sedimento, com NA-PR apresentando maiores quantidades, e, depois as outras duas sub-bacias.

EU-IM apresentou maior valor médio de sólidos totais dissolvidos e EU-PR e NA-PR, apresentaram valores iguais entre si.

3.4 Estrutura e Composição Biológica

A fauna de macroinvertebrados amostrada foi representada por 12.873 espécimes distribuídos em 159 unidades taxonômicas totais (Anexo I) . A abundância na Sub-bacia NA-PR foi de 7.705 espécimes distribuídos em 157 táxons, na Sub-bacia

EU-IM foi de 3.313 espécimes em 133 táxons, e, na Sub-bacia dos EU-PR 1.855 espécimes distribuídos em 111 táxons.

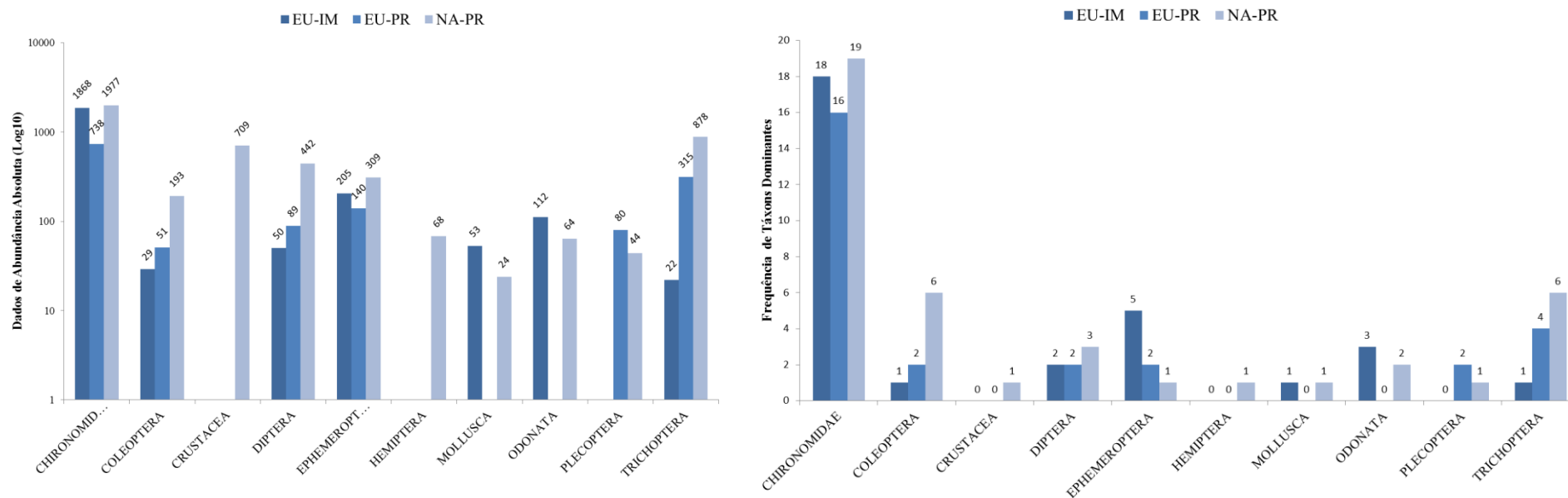
Com relação à composição da fauna, percebemos que alguns táxons foram encontrados nas três sub-bacias hidrográficas estudadas, alguns foram compartilhados apenas entre duas sub-bacias e outros exclusivos de cada sub-bacia (Anexo I).

De modo geral, a maioria dos táxons apresentou-se com baixa abundância (raros) e distribuição geográfica mais restrita à cada sub-bacia. A minoria dos táxons apresentou-se com alta abundância (dominantes), porém com maior distribuição geográfica ao longo das três sub-bacias. Houve uma correlação de 78% ($p < 0,001$) entre a abundância absoluta e a frequência de ocorrência dos táxons entre os vinte e seis riachos amostrados nas três sub-bacias. Em outras palavras, os táxons mais abundantes (minoría) apresentaram maior sucesso em ocupar as três áreas, quando comparados aos raros.

A distribuição de frequência demonstrou diferenças numéricas e de composição taxonômica na concentração de táxons dominantes nas três sub-bacias conforme a Figura 7.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Figura 7. Abundâncias absolutas das unidades taxonômicas dominantes (4º Quartil = 75 - 100%) e frequência de táxons dominantes por sub-bacia hidrográfica. NA-PR = Sub-bacia Hidrográfica Pedra Branca – Vegetação Nativa preservada; EU-PR = Sub-bacia Hidrográfica dos Moinhos com eucalipto e vegetação ciliar preservada; EU-IM = Sub-bacia Hidrográfica das Amoras – Eucalipto mais impactada.



Entre os táxons dominantes percebemos que houve variação entre as três sub-bacias para os diferentes táxons. Diptera (exceto chironomidae), Coleoptera e Trichoptera foram mais abundantes e apresentaram maior quantidade de táxons dominantes na ordem de qualidade ambiental detectada nas sub-bacias (NA-PR > EU-PR > EU-IM). Os Ephemeroptera e Chironomidae dominantes ocorreram em maiores abundâncias em NA-PR, EU-IM e EU-PR, respectivamente. A frequência de táxons dominantes de Chironomidae seguiu o mesmo padrão da abundância (NA-PR > EU-PR > EU-IM), enquanto Ephemeroptera apresentou maior riqueza taxonômica de dominantes em ordem inversa, isto é, EU-IM > EU-PR > NA-PR. Crustacea e Hemiptera foram dominantes somente em NA-PR, enquanto Odonata e Mollusca foram dominantes em EU-IM e NA-PR. Plecoptera foi dominante em NA-PR e EU-PR. Importante destacar que houve variação na composição da fauna dominante entre as localidades.

Embora os táxons dominantes tenham apresentado maior distribuição geográfica ao longo das áreas estudadas, eles apresentaram abundâncias absolutas e composição diferentes entre as três sub-bacias, sendo NA-PR e EU-PR mais semelhantes entre si e diferentes de EU-IM, conforme Figura 8.

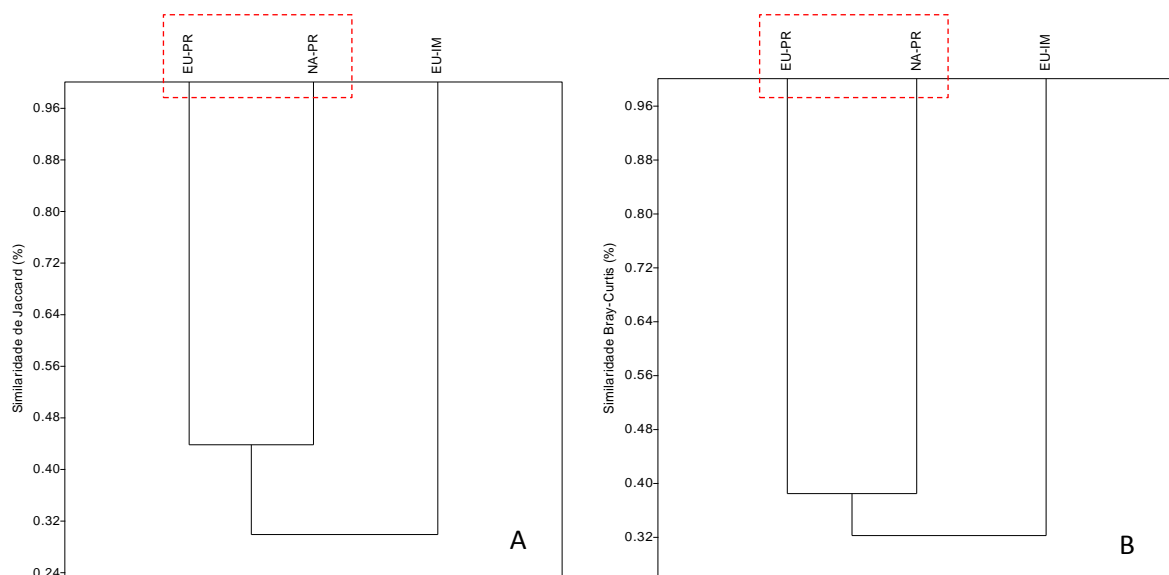


Figura 8. Análise de Cluster aplicada à matriz de dados da fauna dominante para verificar a similaridade entre as três sub-bacias analisadas. A = matriz de incidência (coeficiente cofenético = 0,98, Índice de Jaccard) e B = matriz de abundância (coeficiente cofenético = 0,78, índice de Bray-Curtis).

A maioria dos táxons raros (1 ou 2 espécimes - 1º Quartil = 0 - 25%) ocorreu exclusivamente em cada sub-bacia e apenas *Rheotanytarsus* e Simuliidae foram compartilhados entre as três sub-bacias. NA-PR e EU-PR compartilharam 6 gêneros raros, NA-PR e EU-IM compartilharam 3 gêneros raros e EU-IM e EU-PR compartilharam 3 gêneros raros. Foram registrados 38 táxons raros exclusivamente em EU-IM, 29 táxons raros exclusivamente em EU-PR e 22 táxons raros exclusivamente em NA-PR. A análise de similaridade para a composição de táxons raros seguiu o mesmo padrão dos táxons abundantes, demonstrando baixa semelhança entre as três sub-bacias, porém também agrupou EU-PR e NA-PR e as separou de EU-IM, conforme Figura 9.

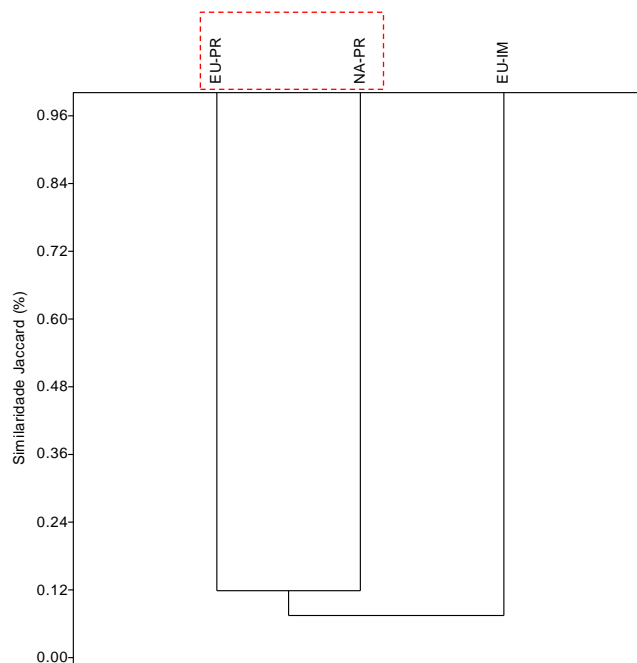


Figura 9. Análise de Cluster aplicada à matriz de dados de incidência dos espécimes raros para verificar a similaridade entre as três sub-bacias analisadas. Similaridade de Jaccard - coeficiente cofenético = 0,93.

3.4.1 Particularidades Taxonômicas

Mollusca, Annelida e Platyhelminthes

Moluscos bivalves representados por *Pisidium* (Sphaeriidae) e Platyhelminthes (Turbellaria) foram amostrados somente na sub-bacia NA-PR em baixa abundância. Os Hirudinida (Annelida), *Hyalella* (Amphipoda – Dogielinotidae) e *Biomphalaria* (Mollusca - Planorbidae) foram comuns às sub-bacias NA-PR e EU-IM, em abundâncias diferenciadas. Hirudinida e *Hyalella* dominaram na sub-bacia da NA-PR, enquanto *Biomphalaria* foi dominante na sub-bacia EU-IM.

De maneira geral, os táxons acima estavam presentes, mas em baixa abundância considerando-se a fauna total amostrada na região de estudo (nas três sub-bacias). Juntos, os táxons Bivalvia e Gastropoda (Mollusca) representaram 0,6%, Hirudinida (Annelida) representou 3,4%, (Amphipoda - *Hyalella*) 5,5% e Platyhelminthes 0,1%, totalizando 9,7% da fauna total amostrada nas três sub-bacias.

Os Oligochaeta (Annelida) representaram 20,13% da fauna total amostrada nas três sub-bacias hidrográficas e foram relativamente comuns nas três sub-bacias, entretanto sua maior abundância foi registrada na sub-bacia da NA-PR, seguida por EU-IM e EU-PR.

Os insetos

A classe Insecta, como é esperado para a fauna bentônica em riachos, foi a categoria taxonômica mais abundante. Considerando as três sub-bacias, representou 70,2% da fauna total amostrada. A representatividade de cada ordem foi: Diptera (63,0%), Trichoptera (15,5%), Ephemeroptera (8,1%), Coleoptera (5,2%), Odonata (4,6%), Hemiptera (1,6%) e Plecoptera (1,5%). As larvas de Lepidoptera e Megaloptera tiveram baixa ocorrência representando 0,4% e 0,2%, respectivamente, da fauna de insetos amostrada.

Os Chironomidae e outros Diptera

Entre as larvas de Diptera, aquelas de Chironomidae representaram 88,1% e foram comuns às três sub-bacias, mas os resultados indicaram diferenças em riqueza, abundância e composição faunística. As maiores abundância e riqueza foram

observadas na sub-bacia NA-PR, seguida pela sub-bacia das EU-IM e sub-bacia EU-PR. As proporções das subfamílias de Chironomidae amostradas em NA-PR foram: 45,4% Tanypodinae, 27,3% Orthoclaadiinae e 27,3% Chironominae. As proporções das subfamílias associadas à sub-bacia EU-PR foram 47,0% Chironominae, 38,0% Tanypodinae e 13,0% Orthoclaadiinae. Já em EU-IM as proporções de subfamílias de Chironomidae foram 53,0% Chironominae, 27,0% Orthoclaadiinae e 20,0% Tanypodinae.

Alguns gêneros de Chironomidae foram dominantes (> 75% das abundâncias – 4º Quartil) e comuns às três sub-bacias, porém representados em proporções diferentes em cada uma delas. Entre estes táxons, destacaram-se na sub-bacia NA-PR: *Djalmabatista*, *Tanytarsus*, *Polypedilum*, *Larsia* e *Fittkauimyia*. Na sub-bacia EU-PR destacaram-se *Parapentaneura*, *Endotribelos*, *Pentaneura* e *Ablabesmyia*. Na sub-bacia EU-IM destacaram-se: *Caladomyia*, *Chironomus* e *Clinotanypus*.

Na sub-bacia NA-PR onze gêneros de Chironomidae foram exclusivos e a maioria raros (entre 1 e 11 espécimes), totalizaram 60 espécimes: larvas do *Complexo Harnischia*, *Demicryptochironomus*, *Fissimentum*, *Goeldichironomus*, *Guassutanypus*, *Hudsonimyia*, *Paracladius*, *Paramerina*, *Thienemaniella*, e *Zavrelimyia* (exceção de abundância entre os táxons exclusivos, pois apresentou 30 espécimes).

A sub-bacia EU-PR apresentou quatro táxons exclusivos e raros (entre 1 e 4 espécimes), totalizando 9 espécimes: *Aedokritus*, *Cladopelma*, *Lopescladius*, *Xenochironomus*.

Na sub-bacia EU-IM registrou-se sete gêneros exclusivos, a maioria raros (entre 1 e 9 espécimes), totalizando 82 espécimes: *Constempellina*, *Dicrotendipes*, *Nilothauma*, *Paratanytarsus*, *Pelomus* e *Orthocladus* (exceção de abundância entre os táxons exclusivos, pois apresentou 55 espécimes).

As larvas de Tabanidae representaram 5,74% da fauna total de Diptera amostrada e foram encontradas nas três sub-bacias, porém com maior abundância na sub-bacia da NA-PR (301 espécimes), enquanto nas sub-bacias EU-PR (12 espécimes) e EU-IM (11 espécimes) as abundâncias foram similares para este táxon.

Tipulidae e Ceratopogonidae representaram 2,95% e 2,11%, respectivamente, da fauna de Diptera amostrada, com abundâncias similares entre as três sub-bacias. As demais famílias de Diptera totalizaram 1,1% sendo distribuídas de forma diferenciada entre as três unidades de estudo. Corethrellidae e Dixidae coletadas apenas na sub-bacia

das EU-IM (5 espécimes). Ephydriidae amostrada apenas na sub-bacia dos EU-PR (1 espécime). Psychodidae registrada apenas na sub-bacia NA-PR (6 espécimes). Chaoboridae e Stratiomyidae foram comuns à NA-PR e EU-IM (21 espécimes), enquanto Empididae foi comum à EU-IM e EU-PR (6 espécimes).

Os Trichoptera

Entre os Trichoptera, os gêneros mais representativos foram *Notalina* e *Tripletides* (40% da fauna total de Trichoptera), ambos Leptoceridae, e, *Phylloicus* - Calamoceratidae (36,4% da fauna total de Trichoptera). Esses dois gêneros foram comuns às três sub-bacias hidrográficas estudadas, em abundâncias diferenciadas e em ordem decrescente, nas sub-bacias: NA-PR, EU-PR e EU-IM. *Polycentropus* e *Cyrnellus* (Polycentropodidae), *Barypenthus* (Odontoceridae) e *Austrotinodes* (Ecnomidae), também foram comuns às três sub-bacias e somados representaram 9% da fauna total de Trichoptera.

Os táxons exclusivos da sub-bacia NA-PR e suas abundâncias foram: um espécime de *Atopsyche* (Hydrobiosidae), seis espécimes de *Anastomoneura* (Odontoceridae) e um exemplar de Hydroptilidae não identificado.

Na sub-bacia das EU-IM, foram registrados 7 espécimes de *Anomalopsyche* (Anomalopsychidae) e 1 espécime de *Polyplectropus* (Polycentropodidae).

Na sub-bacia EU-PR foi registrado como táxon exclusivo o gênero *Macronema* (Hydropsychidae) com 4 espécimes. Foram comuns às sub-bacias da NA-PR e EU-PR os gêneros *Cermitina* (Polycentropodidae), *Smicridea* e *Leptonema* (Hydropsychidae) em baixas abundâncias (entre 1 e 10 espécimes), e *Contulma* (Anomalopsychidae) com 17 e 59 espécimes, respectivamente. *Marilia* (Odontoceridae) foi registrada nas sub-bacias EU-IM e NA-PR, também em pouca abundância com 1 e 6 espécimes, respectivamente. *Helicopsyche* (Helicopsychidae) foi comum às sub-bacias EU-PR e EU-IM, com abundância de um e cinco espécimes, nesta ordem.

Os Ephemeroptera

Com relação aos Ephemeroptera, as composições também variaram entre as sub-bacias hidrográficas. A família mais abundante foi Leptophlebiidae que representou 65,6% da fauna total de Ephemeroptera somada nas três sub-bacias. O gênero *Ulmeritoides* esteve presente nas três sub-bacias, com abundâncias em ordem

decrecente: NA-PR, EU-PR e EU-IM. A maior abundância absoluta foi registrada nos riachos 6 e 10, ambos com ampla cobertura nativa no entorno próximo. O gênero *Massartela* foi mais abundante em EU-PR, amostrados nos riachos 1 e 4, ambos com cobertura vegetal nativa preservada no entorno próximo, e, aparentemente mais estruturada. Este gênero foi pouco abundante em EU-IM e NA-PR. A segunda família mais abundante de Ephemeroptera foi Baetidae com 113 espécimes em EU-IM, 8 em NA-PR e 8 em EU-PR, com os gêneros *Callibaetis* e *Cloedes* dominantes. *Callibaetis* (22 espécimes) ocorreu exclusivamente em EU-IM e *Cloedes* foi compartilhado entre EU-IM e EU-PR (nesta última com apenas 4 espécimes). *Americabaetis* e *Tupiara* ocorreram em baixa abundância e somente em NA-PR e EU-PR.

Caenidae foi a terceira família mais abundante com representantes do gênero *Caenis* apenas em EU-IM e NA-PR. A família Euthyplociidae foi representada apenas por *Campylocia* em baixa abundância, com 3 e 1 espécimes em NA-PR e EU-IM, respectivamente, e Leptohiphidae com 1 espécime de *Amanahyphes* em NA-PR e 3 espécimes de *Leptohiphodes* em EU-PR.

Os Coleoptera

Entre os Coleoptera, a maior abundância foi registrada na sub-bacia da NA-PR, seguida por EU-PR e EU-IM. A família mais abundante foi Elmidae, com 160 espécimes na sub-bacia da NA-PR, 80 espécimes na EU-PR e 54 espécimes na EU-IM. Os gêneros *Heterelmis* e *Hexacylloepus* foram os mais abundantes e comuns às três sub-bacias. Ainda, Gênero *M*, *Huleechius* e *Stegoelmis* foram encontrados exclusivamente na sub-bacia da NA-PR. *Austrolimnius* e *Xenelmis* foram registrados nas sub-bacias NA-PR e EU-IM, enquanto *Macrelmis* e *Phanocerus* foram comuns para as sub-bacias NA-PR e EU-PR.

Outras famílias de Coleoptera foram coletadas: Crysomelidae, apenas um exemplar na sub-bacia NA-PR. *Leuronetes* (Dytiscidae), *Gyretes* (Gyrinidae) e *Tropisternus* (Hydrophilidae) foram amostrados na sub-bacia dos EU-PR, em baixa abundâncias (1 e 2 exemplares). Os gêneros *Amarodytes*, *Celina* e *Desmopacria*, todos Dytiscidae, *Paracymus* (Hydrophilidae) e *Suphisellus* (Noteridae) foram registrados na sub-bacia EU-IM também em baixa abundância (entre 1 e 4 exemplares).

Os Odonata

A fauna de Odonata apresentou respostas diferente das esperadas. As maiores abundância e riqueza foram registradas na sub-bacia EU-IM (177 espécimes e 23 táxons), seguida por NA-PR (154 espécimes e 21 táxons) e EU-PR (80 espécimes e 14 táxons), respectivamente. *Dasythemis* e *Perithemis* (Libellulidae) e *Limnetron* (Aeshnidae) foram os gêneros mais representativos, porém em proporções diferentes em cada sub-bacia. Somados representaram 41,11% da fauna total de odonatas comuns às três sub-bacias. *Dasythemis* e *Perithemis* foram mais abundantes na sub-bacia EU-IM, e, nas outras duas, as abundâncias foram menores e similares. *Limnetron* teve maior abundância na sub-bacia da NA-PR se comparada às demais. Ainda, foram comuns às três sub-bacias, porém em menores abundâncias: *Hetaerina* (Calopterygidae), *Progomphus* (Gomphidae), *Heteragrion* (Heteragrionidae), *Macrothemis* (Libellulidae) e *Perilestes* (Perilestidae).

Amostrados somente na sub-bacia NA-PR e em baixa abundância (1 a 20 espécimes) foram os táxons: *Castoraeshna* e *Rhionaeshna* (Aeshnidae), *Acanthagrion* (Coenagrionidae), *Navicordulia* e *Gomphoides* (Cordullidae).

Exclusivamente amostrados na sub-bacia EU-IM, em baixa abundância (1 a 28 espécimes) foram: *Coryphaeschna* (Aeshnidae), *Acanthagra* e *Oxyagrion* (Coenagrionidae), *Aphylla*, *Archaegomphus*, *Phyllocycla* e *Phyllogomphoides* (Gomphidae), *Elasmothemis*, *Erythrodiplax* (Libellulidae) e *Idioneura* (Protoneuridae).

O único espécime exclusivamente amostrado na sub-bacia dos EU-PR foi *Megapodagrion* (Heteragrionidae).

Os gêneros *Argia* (Coenagrionidae) e *Heliocharis* (Dicteriadidae) foram comuns às sub-bacias NA-PR e EU-PR e em baixa abundância em ambas. EU-IM e EU-PR

Os Hemiptera

Com relação aos Hemiptera, o gênero mais abundante e comum às três sub-bacias foi *Rhagovelia* (Veliidae), com maior abundância na sub-bacia da NA-PR, seguida por EU-PR e EU-IM, respectivamente. *Synaptogobia* (Micronectidae) foi registrado exclusivamente na sub-bacia das EU-IM e *Notonecta* (Notonectidae) na sub-bacia dos EU-PR. *Belostoma* (Belostomatidae) foi comum às sub-bacias EU-IM e NA-PR, enquanto *Microvelia* (Veliidae) foi comum à EU-PR e NA-PR.

Os Plecoptera

A ordem Plecoptera teve maior abundância em EU-PR (80 espécimes), representada pelos gêneros *Tupiperla* (que só ocorreu nesta sub-bacia) e *Kempnyia*. Na sub-bacia NA-PR registramos apenas o gênero *Kempnyia* (44 espécimes). Na sub-bacia EU-IM registramos apenas 6 espécimes, sendo dois espécimes de *Kempnyia*, dois espécimes de Gripopterygidae e dois outros de Perlidae, ambos com dificuldades de observação por serem muito jovens ou por estarem danificados com perda de parte do corpo, o que impediu a identificação até gênero.

Os Lepidoptera e Megaloptera

Lepidoptera foram coletados nas três sub-bacias, totalizando apenas 33 espécimes. E os Megaloptera amostrados totalizaram 22 espécimes distribuídos entre *Chloronia* e *Corydalus* (Corydalidae), amostrados na sub-bacia da NA-PR e *Ilyobius* (Sialidae) ocorreu nas três sub-bacias, porém em maior abundância na sub-bacia dos EU-PR.

3.4.2 Indicadores de Diversidade

De acordo com o teste permutacional (1000 aleatorizações), a abundância e os indicadores de diversidade Shannon-Wiener, Dominância de Simpson e Equitabilidade foram diferentes nas três sub-bacias analisadas ($p < 0,001$). A riqueza total e o índice de Margalef não diferiram estatisticamente entre as três áreas de acordo com o mesmo teste permutacional ($p > 0,005$ para todas as combinações testadas). A Tabela 6 sumariza os valores dos indicadores de diversidade aplicados aos dados.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Tabela 6. Síntese de indicadores ecológicos utilizados para comparar as três sub-bacias hidrográficas.

Indicadores Ecológicos	NA-PR	EU-PR	EU-IM
Riqueza Total (S)	160,00	113,00	134,00
Abundância Total	7707,00	1856,00	3313,00
Dominância de Simpson	0,90	0,97	0,94
Shannon-Wiener	3,25	3,86	3,56
Margalef	17,77	14,88	16,41
Equitability (J)	0,64	0,82	0,73
Chao-1	214,10	126,80	153,30
Razão entre S/Chao-1	74,73	89,12	87,41
S (Riqueza) - Ephemeroptera	11,00	9,00	9,00
S (Riqueza) - Plecoptera	1,00	2,00	3,00
S (Riqueza) – Trichoptera	19,00	16,00	13,00
N (Abundância) – Ephemeroptera	348,00	155,00	223,00
N (Abundância) – Plecoptera	44,00	80,00	6,00
N (Abundância) – Trichoptera	946,00	362,00	84,00
%EPT (% Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera)	17,40	32,10	9,40
% Oligochaeta	26,60	4,40	13,90
% Chironomidae	27,60	45,10	60,40
S (Riqueza) Chironomidae	53,00	41,00	45,00
N (Abundância) Chironomidae	2127,00	843,00	2003,00
% Oligochaeta + % Chironomidae	54,20	49,50	74,30
% EPT / % Chironomidae	0,60	0,70	0,20

Conforme o estimador de riqueza Chao-1 aplicado aos dados, com o delineamento amostral foi capturado 74,73% da riqueza em NA-PR, 89,12% em EU-PR e 87,41% em EU-IM.

Os valores dos resultados de %EPT (Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) e %EPT/%Chironomidae (Porcentagem de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera dividido pela porcentagem de Chironomidae) foram maiores em EU-PR, seguida por NA-PR e EU-IM. A porcentagem de EPT entre as sub-bacias foi quase duas vezes maior em cada situação. Já a %EPT/%Chiro das sub-bacias NA-PR e EU-PR os valores foram mais próximos entre si, e, de três a três vezes e meia maiores do que EU-IM.

É importante destacar que, os resultados de riqueza e abundância absoluta para as ordens Trichoptera e Ephemeroptera, seguiram o gradiente de integridade ambiental nas três sub-bacias, ou seja, NA-PR, EU-PR e EU-IM, respectivamente. No entanto, as contribuições de cada táxon foram diferentes.

A porcentagem de Oligochaeta sozinha foi maior na NA-PR, seguida por EU-IM e EU-PR. A porcentagem de Chironomidae foi maior em EU-IM, EU-PR e NA-PR, respectivamente. Somadas, as porcentagens de Oligochaeta e Chironomidae, foram maiores em EU-IM, seguida por NA-PR e por último EU-PR. Já a riqueza de Chironomidae foi maior em NA-PR, seguida por EU-IM e por último EU-PR. As abundâncias de Chironomidae foram semelhantes entre NA-PR e EU-IM e maiores que EU-PR.

3.4.3 Diversidade Beta

O *Turnover* foi o processo predominante da diversidade beta na região de estudo, representando mais de 50% em todas as condições testadas. Elevado *turnover* foi observado ao longo de toda a região de estudo, agrupando os dados e desconsiderando as sub-bacias. O menor valor de *turnover* foi observado na sub-bacia EU-PR. NA-PR e EU-IM apresentaram valores semelhantes para *turnover* e aninhamento. No entanto, ao refinarmos a análise, verificando os táxons distintamente, mas, ainda ao longo de toda a região de estudo, percebemos que os grupos com maiores valores de *turnover* foram Odonata e Ephemeroptera e maiores de aninhamento foram: Plecoptera, Ephemeroptera e Megaloptera. Odonata e Chironomidae apresentaram comunidades com menores valores de aninhamento. Analisando os grupos taxonômicos individualmente por sub-bacia, percebemos que o aninhamento foi semelhante para os táxons residentes nas sub-bacias EU-IM e NA-PR e menores do que aqueles registrados em EU-PR. A Figura 10 sintetiza a diversidade beta e seu particionamento em cada situação testada e por categoria taxonômica.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

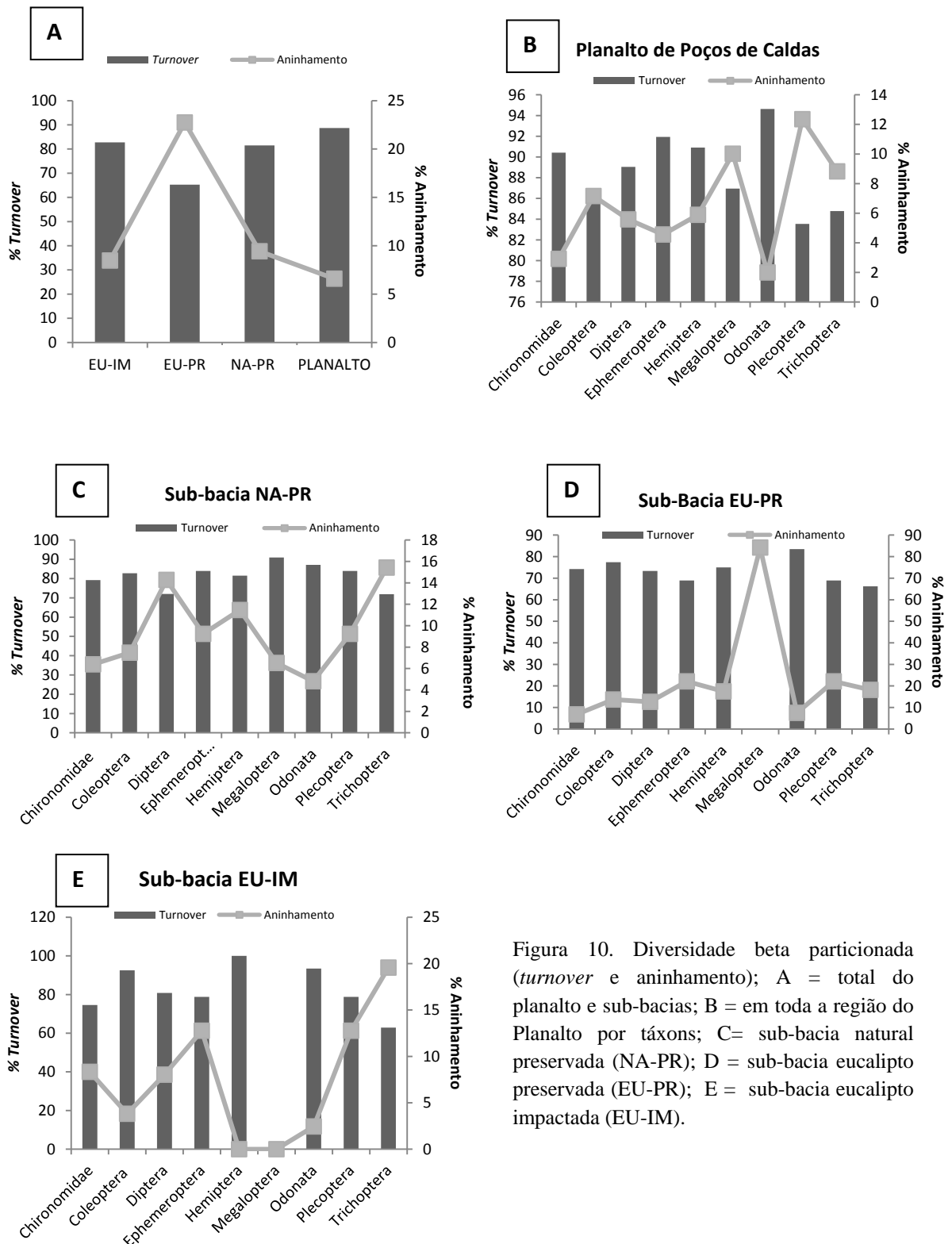


Figura 10. Diversidade beta particionada (*turnover* e *aninhamento*); A = total do planalto e sub-bacias; B = em toda a região do Planalto por táxons; C= sub-bacia natural preservada (NA-PR); D = sub-bacia eucalipto preservada (EU-PR); E = sub-bacia eucalipto impactada (EU-IM).

4. DISCUSSÃO

4.1 As Sub-bacias Hidrográficas e a Qualidade Ambiental

O conceito de bacia hidrográfica, microbacia ou sub-bacia pode ser definido em aspectos geográficos, mas na atualidade a sua definição ganha uma dimensão socio-política para fins de planejamento e gestão dos recursos naturais (SCHIAVETT, CAMARGO, 2002; TEODORO *et al.*, 2007; TUNDISI, TUNDISI, 2008; SALVARREY *et al.*, 2014). Do ponto de vista geográfico, os conceitos muitas vezes focam nos elementos geomorfológicos da paisagem, e na segunda abordagem, os usos do solo e a inserção do homem nos espaços geográficos ganham uma importante dimensão, Aspectos ecológicos também devem ser incorporados às novas abordagens dessas unidades de estudo e planejamento, pois principalmente para as comunidades biológicas aquáticas, os diferentes usos do solo na bacia hidrográfica são determinantes para a composição das comunidades a sua permanência nos ambientes (MORENO *et al.*, 2010; SENSOLO, 2012; SAITO, FONSECA-GESSNER, 2014; SALVARREY *et al.*, 2014; SZABÓÁ, TÚRIA e MÁRTONBA, 2014; HEPP *et al.*, 2016; ALEMU *et al.*, 2017; RÁDKOVÁ *et al.*, 2017; ROQUE *et al.*, 2017),

Neste estudo, adotamos o termo sub-bacia hidrográfica para nos referir a um espaço geográfico delimitado pelos pontos de maior altitude ou divisores de água, no qual o rio principal e seus afluentes drenam para um mesmo ponto (exutório), que se direcionará para uma bacia hidrográfica maior,

A partir da análise dos usos do solo das três unidade de estudo adotadas, percebemos uma escala de qualidade ambiental entre as três sub-bacias, ditada pelas variáveis quantitativas de usos da terra. Salvarrey *et al.*, (2014) sugerem que análises de respostas ecológicas de invertebrados aquáticos sejam analisadas sob o ponto de vista destes gradientes de qualidade ambiental em escala de bacia hidrográfica. A sub-bacia EU-PR (Moinhos) apresentou melhores condições ambientais do que a sub-bacia EU-IM (Amoras). Embora apresente maior porcentagem de eucalipto, ela apresenta também maiores porcentagens de vegetação florestal nativa na bacia como um todo e também no entorno próximo aos riachos. No entanto, fica evidente que algumas práticas conservacionistas precisam ser melhoradas em ambas sub-bacias.

De modo geral, a sub-bacia hidrográfica NA-PR (Pedra Branca), quando comparada às demais, caracteriza-se por estar em melhores condições ambientais, com baixa porcentagem de solos ocupados por eucalipto na bacia como um todo, e a vegetação ciliar mais preservada em quase todos os riachos analisados, além da ausência de eucaliptos na região de entorno próximo aos riachos. Além da presença de mata ripária no entorno próximo aos riachos (raio de 100 metros), ainda apresenta fragmentos florestais espacializados ao longo de sua área de drenagem. Estas condições fazem diferença para grupos faunísticos com necessidade de locomoção ao longo da matriz da paisagem, como é o caso para a maioria dos insetos aquáticos, em particular na fase adulta. A seguir faremos algumas considerações sobre esta sub-bacia, que consideramos como a melhor área em termos de características ambientais e usos do solo, na região de estudo.

O “Santuário Ecológico da Pedra Branca” – Um Oásis Regional

Alguns estudos realizados na região, demonstraram a importância do local devido ao grande endemismo observado, sugerindo possíveis processos de especiações decorrentes do isolamento provocado por suas elevadas altitudes (ALBERTI, 2007; MATAVELLI, MONTEIRO, 2012; REZENDE *et al.*, 2013; FREITAS *et al.*, 2015). Rezende *et al.* (2013), por exemplo, fizeram cinco novos registros para a flora de Minas Gerais, além de terem encontrado 13 espécies pertencentes ao quadro da flora ameaçada de extinção, na categoria “criticamente ameaçada” e seis espécies endêmicas distribuídas em seis famílias diferentes. Estes autores também encontraram alta dissimilaridade da flora da Serra da Pedra Branca quando compararam com outros ecótopos da Mata Atlântica no sul e no sudeste brasileiro, sugerindo possíveis processos de especiação. Em outro trabalho com a flora de epífitas vasculares, a Serra da Pedra Branca também demonstrou isolamento com relação aos demais ecótopos, o que esteve positivamente correlacionado com a altitude (FURTADO, NETO, 2016). Freitas *et al.* (2015) também descreveram uma subespécie de Lepidoptera da família Nymphalidae, gênero *Anthanassa sp.*, endêmica da região e totalmente isolada das demais em pelo menos 2.000 quilômetros, o que levou estes autores a reiterarem a importância da conservação desta área. Ainda há muito a ser explorado com relação à biota da Serra da

Pedra Branca, mas principalmente sobre a fauna e sua ecologia. São escassos os trabalhos referentes a comunidade de macroinvertebrados aquáticos, exceto algumas dissertações e trabalhos ainda não publicados em revistas indexadas. O próprio Zoneamento criado para a APA não realizou levantamento sobre esta comunidade e cita, inclusive, a necessidade de se conhecer mais sobre esta região tão peculiar.

4.2 Caracterização limnológica dos riachos

Os ambientes aquáticos continentais são importantes sistemas para se evidenciar as interações entre os componentes bióticos e abióticos de um ecossistema, pois as variáveis físicas e químicas das águas refletem diretamente os *inputs* químicos e físicos dos solos no entorno, bem como as condições geológicas da bacia de drenagem, Essas interações definem as condições limnológicas, as quais são essenciais para determinar a distribuição da biota aquática em riachos (ALLAN, 1995), Diversos estudos ecológicos ao longo das últimas décadas, relatam as relações existentes entre a qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos, os usos do solo no seu entorno próximo e suas escalas de influência (PAULA LIMA, BARBIN, 1975; VANNOTE *et al.*, 1980; ALLAN, 2004; PAULA e FONSECA-GESSNER, 2010; VALENTE-NETO *et al.*, 2015; HEPP *et al.*, 2016; PEREIRA *et al.*, 2016; ALEMU *et al.*, 2017; ROQUE *et al.*, 2017),

O padrão limnológico geral detectado nos riachos estudados nesta tese se assemelham a alguns registros na literatura, para estudos realizados em áreas com usos do solo equivalentes (FERREIRA *et al.*, 2006; SURIANO, 2008; PAULA e FONSECA-GESSNER, 2010; SURIANO *et al.*, 2011; FERREIRA *et al.*, 2015; HEPP, *et al.*, 2016; CORDERO-RIVERA, ÁLVAREZ e ÁLVAREZ, 2017), De modo geral percebemos um gradiente limnológico de qualidade ambiental, no qual se concentra na melhor posição a Sub-bacia NA-PR, seguida por EU-PR e por último EU-IM, Quando consideramos o eucalipto como monocultura extensiva, como é o caso da sub-bacia EU-PR E EU-IM, tendemos à imaginar os piores cenários ambientais possíveis, Segundo alguns estudos, o eucalipto pode promover efeitos negativos para a qualidade limnológica de riachos como acidificação das águas e lixiviação, para os processos ecossistêmicos e diretamente sobre a biota (POZO *et al.*, 1997; POZO *et al.*, 1998; FERREIRA *et al.*, 2006; LARRAÑAGA *et al.*, 2006; HEPP, DELANORA e

TREVISAN, 2009; KIFFER JÚNIOR, 2009; FERREIRA *et al.*, 2015; ALEMU *et al.*, 2017; KIFFER JUNIOR *et al.*, 2018),

No entanto, conforme podemos observar, as práticas conservacionistas (principalmente a manutenção das matas ciliares) adotadas na sub-bacia EU-PR, aparentemente foram efetivas para a mitigação de alguns impactos sobre a qualidade das águas nessa sub-bacia hidrográfica, Isto se evidencia quando comparamos com a sub-bacia das EU-IM, na qual estas práticas conservacionistas não são aplicadas e o eucalipto também ocupa grandes extensões territoriais, Valente em 2013 ao analisar as variáveis limnológicas de riachos inseridos em uma sub-bacia com uso predominantemente ocupado por eucalipto e compará-la à outra sub-bacia, com uso predominante de pecuária extensiva, ambas no Bioma Pampa, também observou melhor qualidade ambiental na sub-bacia com eucalipto, Suriano (2008) também encontrou resultados similares quando comparou riachos inseridos em matriz de eucalipto e de pastagem,

A maior heterogeneidade ambiental dos usos do solo na sub-bacia das Amoras e os consequentes impactos ambientais decorrentes, aliada à menor porcentagem de vegetação nativa ripária e na sub-bacia como um todo, refletiu na maior variabilidade dos dados registrados e na maior quantidade de silte e sólidos totais dissolvidos no sedimento dos riachos, Conforme demonstrado por Likens *et al.*, (1970) e Oliveira *et al.*,(2010) a vegetação ripária exerce importante função de retenção de silte oriundo de processos erosivos do solo (SOUZA, GASTALDINI, 2014; PEREIRA *et al.*, 2016; ALEMU *et al.*, 2017) e observaram também maior quantidade de sólidos totais dissolvidos em riachos sob impactos ambientais antropogênicos, demonstrando que há uma relação direta entre a qualidade ambiental das águas e as condições ambientais da bacia hidrográfica, Já Xiao *et al.*,(2016), encontraram pior qualidade das águas em áreas sob forte influência de urbanização na China, e demonstraram que, as métricas da paisagem da bacia hidrográfica como um todo atuaram de forma individual sobre cada variável limnológica analisada, No entanto, perceberam que a cobertura vegetal na bacia hidrográfica foi determinante para a manutenção da qualidade da água,

Com relação à maior acidez das águas da sub-bacia EU-PR, é possível que seja decorrente da capacidade do eucalipto em modificar a composição química das águas, conforme demonstrado por Paula-Lima e Barbin (1975), bem como pela complexidade

química de suas folhas, conforme demonstrado por Hepp, Delanora e Trevisan (2009) e Ferreira *et al.*, (2015),

Quando comparamos as sub-bacias NA-PR e EU-IM percebemos que as feições predominantes de uso do solo são visualmente mais similares entre si (pastagens e campo de altitude) e com aspectos herbáceo/arbustivo, enquanto a feição predominante em EU-PR, nas áreas além do entorno próximo dos riachos, foram as florestas plantadas de eucaliptos, em ampla escala, Estes monocultivos de eucalipto em na sub-bacia hidrográfica EU-PR podem impedir as trocas de calor entre atmosfera e os sistemas aquáticos conforme sugerido por Allan (1995) e manter as temperaturas das águas dos riachos mais frias, Desse modo, as menores temperaturas registradas nas águas dos riachos desta sub-bacia podem ser decorrentes do maior sombreamento sobre solo na escala de bacia-hidrográfica, provocado pelo adensamento dos pantios e pelas altas copas das florestas plantadas,

Os padrões de velocidade de correnteza observados nas três unidades de estudo condizem com o esperado, considerando a estrutura limnológica dos riachos, bem como os usos do solo no entorno próximo e na sub-bacia, De acordo com Nobre e Leite (2012) a remoção da vegetação ciliar acarreta desequilíbrios na dinâmica energética da corrente de água, alterando a capacidade de transportar materiais alóctones, ocasionando o assoreamento, condição observada em maior proporção na sub-bacia EU-IM,

A vegetação ciliar exerce importante função ecossistêmica ao interceptar a água da chuva, reduzindo o escoamento superficial e assoreamento dos riachos, Principalmente em ambientes continentais de cabeceira inseridos na Floresta Atlântica, essa vegetação fornece matéria orgânica alóctone como recurso para todo o ecossistema aquático e biota associada (TONIN *et al.*, 2017), Seu *input* no sistema está fortemente relacionado às características ambientais locais, aos índices pluviométricos e sazonalidade, e afeta toda a comunidade biótica de fungos, bactérias e invertebrados aquáticos conforme demonstrado por Graça *et al.*, (2002), Allan (2004), Ferreira *et al.*(2006), Larrañaga *et al.*(2006), Silva *et al.* (2016), Tonin *et al.* (2017), Os resultados obtidos nesta tese condizem com o esperado, ou seja, as porcentagens de vegetação ripária em cada riacho e na sub-bacia como um todo são bem maiores nas sub-bacias NA-PR e EU-PR, o que justifica maior quantidade de material orgânico nos riachos dessas duas sub-bacias,

Os maiores valores de potencial redox registrados em EU-PR, podem indicar os efeitos negativos de algumas atividades pontuais desenvolvidas no entorno de alguns dos riachos, particularmente durante o período das coletas. Aparentemente, essas atividades se sobrepuseram à capacidade de retenção da zona ripária. As atividades foram: o corte raso do eucalipto no local 06CE, o plantio de batata com incremento de adubo químico e o revolvimento do solo no local 01CE e a instalação de um gasoduto no local 05CE,

De modo geral, para a classificação limnológica dos riachos houve uma interação entre as diferentes escalas de abordagem consideradas (micro, meso e macroescala) para produzir os resultados observados nos componentes analisados. Percebemos que os usos do solo na sub-bacia como um todo influenciaram na caracterização dos riachos, porém o entorno próximo exerceu um importante papel no tamponamento dos impactos ambientais decorrentes desse uso do solo. Xiao *et al*, (2016) também observaram influência em diferentes escalas da paisagem sobre algumas variáveis de qualidade da água. Allan (2004) cita as interferências diretas da ocupação do solo sobre a qualidade limnológica e biológica em riachos, assim como foi demonstrado por Bertasoa *et al*, (2015)

4.3 Indicadores de Diversidade

A riqueza taxonômica de invertebrados de riachos foi um bom indicador ecológico para analisar e comparar as três sub-bacias hidrográficas, enquanto os indicadores de heterogeneidade (índices de diversidades de Shannon e de Margalef) e a abundância não evidenciaram tão bem as diferenças ambientais.

Acreditamos que houve baixa sensibilidade desses índices (principalmente a diversidade de Shannon) para determinação das diferentes diversidades entre as sub-bacias, em decorrência do tamanho amostral diferenciado entre ambas, conforme demonstra (MAGURRAN, 2013) e Chao-1 aplicado aos dados. Isto é, os valores de riqueza registrados foram bem maiores na sub-bacia hidrográfica PB, embora esta sub-bacia tenha apresentado menor eficiência de riqueza amostrada/riqueza estimada (74%), quando comparada às demais (EU-PR= 89% e EU-IM = 87%). Dessa maneira, é muito provável que aumentando-se o esforço amostral em NA-PR, em estudos futuros,

possivelmente poderá aumentar os valores da riqueza amostrada e, conseqüentemente, os indicadores ecológicos evidenciarão melhor as diferenças.

A alta abundância registrada na sub-bacia NA-PR (quatro vezes maior que EU-PR e duas vezes maior que EU-IM), principalmente com dominância de *Oligochaeta*, pode ter influenciado nos resultados do índice de diversidade de Shannon conforme resultados de Siqueira e Trivinho-Strixino (2005) em riachos de cabecera em uma área de Cerrado no estado de São Paulo.

Ainda, considerando as quantidades de táxons raros presentes nas sub-bacias na ordem EU-IM > EU-PR > NA-PR, é esperado que o índice de diversidade de Shannon acompanhe esta ordem de classificação, não sendo, portanto, o melhor indicador para o banco de dados deste estudo. Ao contrário, por não enfatizar particularmente os táxons raros, o índice de riqueza de Margalef demonstrou-se mais eficiente para dados obtidos neste estudo, que apresentam o componente riqueza total diferenciado entre as três sub-bacias, e também pela ordenação dos táxons dominantes presentes na seguinte ordem: NA-PR > EU-IM > EU-PR. Roque e colaboradores em 2016 demonstraram que os táxons comuns são determinantes para a variação na riqueza entre locais do que os táxons raros, corroborando nossa escolha pelo indicador de diversidade de Margalef para representar a diversidade na região de estudo. Outros trabalhos também demonstraram a importância de táxons comuns para a estruturação e composição de comunidades (LENNON *et al.*, 2004; GASTON, 2010).

A sub-bacia EU-PR, aquela com maior porcentagem de cultivo de eucalipto e com adoção de práticas conservacionistas, foi a que se isolou das demais, com base nos indicadores ecológicos analisados (riqueza, abundância e índices de diversidade), apresentando menores valores para ambos os componentes. Já as sub-bacias da NA-PR e EU-IM, os dois extremos de melhor e pior qualidade ambiental detectado, respectivamente, igualaram-se estatisticamente (no teste permutacional) em diversidade (Margalef), sugerindo que existe algum componente em EU-IM que a iguala à NA-PR, isolando EU-PR de ambas. Acreditamos que esses resultados sejam reflexo dos usos do solo na bacia hidrográfica como um todo, ou seja, na macro escala. Bertasoa *et al.* (2015) demonstraram que a conversão de áreas florestadas pela agricultura afetaram mais a estruturação das comunidades de invertebrados aquáticos do que a qualidade limnológica da água em riachos na região subtropical. Allan (2004) afirmou que a variabilidade de habitats é um importante componente que influencia a diversidade

biológica. Embora tipologicamente diferentes, os campos naturais encontrados na sub-bacia NA-PR podem se assemelhar estruturalmente e visualmente às pastagens artificiais encontradas em EU-IM. Considerando as dispersões laterais de invertebrados entre riachos, na fase adulta, é provável que alguns grupos taxonômicos, optem por condições estruturais e texturais da paisagem (que são responsáveis pela heterogeneidade) para decidir entre se dispersar e explorar novos recursos. Tonkin *et al.* (2017) descreveram vários fatores que são importantes para a determinação dos movimentos dispersivos de insetos com fase adulta, entre eles, as formações florestais na matriz, os usos do solo, a conectividade entre os habitats e a heterogeneidade topográfica. Alguns grupos taxonômicos alados, podem, inclusive, se dispersar pelos ventos, se aproveitando de fatores climáticos locais.

Muito provavelmente, a matriz florestada mais homogênea e menos textural de eucalipto, predominante em EU-PR, torna-se elemento impeditivo ou repulsivo para alguns destes grupos biológicos, diminuindo a diversidade e também riqueza nos riachos. Ao contrário, a sub-bacia EU-IM torna-se mais atrativa e semelhante texturalmente à sub-bacia NA-PR, o que pode justificar as suas semelhanças do ponto de vista da diversidade e riqueza taxonômica. Além do mais, a maior heterogeneidade ambiental nos usos do solo nas sub-bacias NA-PR e EU-IM pode oferecer maior aporte de recursos aos riachos quando comparadas à sub-bacia EU-PR. Cordero–Rivera, Álvarez e Álvarez (2017) afirmaram que, tanto a riqueza quanto a diversidade de macroinvertebrados aumentam com o tamanho da bacia hidrográfica e também com a proporção de cobertura vegetal nativa, e, ao contrário, diminui com a proporção do solo ocupado por plantios de eucaliptos. Esses autores também detectaram uma tendência à intermitência nos riachos inseridos na matriz de eucalipto, no período de seca. Ressaltamos que muitos dos riachos que marcamos previamente pelas imagens de satélite, na sub-bacia EU-IM, encontravam-se completamente secos no período de coleta. Importante lembrar que essa sub-bacia é a que possui menor cobertura vegetal nativa e também vegetação ripária. Esta ocorrência não foi observada em EU-PR, que apresentou a maioria dos riachos com fluxos normais.

Outros autores também identificaram interferências negativas das plantações de eucaliptos sobre a comunidade de invertebrados aquáticos (POZO *et al.*, 1998; GRAÇA *et al.*, 2002; FERREIRA *et al.*, 2006; FERREIRA *et al.*, 2015; ALEMU *et al.*, 2017; KIFFER JUNIOR *et al.*, 2018).

Pode ser também que haja algum componente geomorfológico e morfométrico das sub-bacias influenciando na estrutura limnológica dos riachos (forma e tamanho dos riachos, velocidade da correnteza e composição do leito) e que, aliado aos efeitos dos impactos ambientais, pode ter influenciado nos resultados encontrados.

De acordo com as hipóteses do trabalho esperávamos que os indicadores % EPT e %EPT/% Chiro fossem maiores na sub-bacia NA-PR, seguido por EU-PR e EU-IM, considerando as melhores condições limnológicas e de usos do solo no entorno dos riachos inseridos nessas sub-bacias, bem como a baixa tolerância desses táxons a ambientes impactados (PACIENCIA *et al.*, 2011; SIEGLOCH *et al.*, 2014;). Embora as duas sub-bacias consideradas de melhor qualidade (NA-PR e EU-PR) tenham apresentado maiores %EPT e %EPT/%Chiro do que em EU-IM, EU-PR, ainda, destacou-se para os dois indicadores, o que acreditamos estar mais relacionado aos menores valores de riqueza e abundância totais registrados nessa sub-bacia, do que propriamente à sua qualidade ambiental. Isto se evidencia quando analisamos os valores absolutos de riqueza e abundância para esse grupo EPT, os quais confirmaram o gradiente de qualidade ambiental detectado. Desta forma, para a região em estudo, a riqueza taxonômica, a abundância de EPT, e a composição faunística evidenciaram melhor as diferenças entre sub-bacias.

4.4 Composição Biológica

De modo geral, percebemos um padrão de espacialização dos táxons, onde os mais abundantes, apresentaram maior distribuição geográfica ao longo dos riachos e entre as três sub-bacias, enquanto os grupos raros estavam mais restritos a apenas alguns riachos e sub-bacias hidrográficas, ou a combinações entre elas. Isto nos indica uma aparente seleção determinística de riachos, onde os filtros ambientais, aparentemente, foram determinantes para a distribuição e sucesso geográfico de alguns grupos ao longo das três sub-bacias do Planalto de Poços de Caldas. Ou seja, os habitats e as possibilidades de nichos que alguns locais oferecem permitiram o maior sucesso dos táxons mais abundantes, de maneira específica e em escala gradual da sub-bacia com melhor para a de pior qualidade ambiental, conforme o esperado. Mesmo aqueles

táxons dominantes e comuns às três sub-bacias, estiveram representados por abundâncias distintas entre os locais.

Acreditamos que a presença de táxons como *Pisidium* e planárias (Turbellaria) registrados exclusivamente em NA-PR venham confirmar a evidência de melhor qualidade e especificidade ambiental dessa sub-bacia, que apresenta suporte ambiental e ecológico necessário à manutenção desses táxons. Destacamos especial atenção para o gênero *Pisidium* o qual é considerado um grupo que habita zonas lânticas de rios de maior porte em região de planície, conforme registros europeus (HORSÁK, 2006), e, apesar disto, foi registrado no Brasil, por (SIMÕES, 2002) em regiões de fundo pedregoso e com águas correntes. Oliveira *et al.* (2011) registraram ocorrência desse gênero tanto em zonas lânticas quanto lólicas. Neste estudo, foram registrados em riachos de altitude (aproximadamente 1300 metros) e distantes geograficamente entre si. Em coletas anteriores também registramos esse gênero em outros riachos da mesma sub-bacia, o que demonstra sua ampla distribuição entre os riachos na sub-bacia NA-PR, mesmo que nesta pesquisa não tenham sido registrados em todos os locais. Dessa forma, e considerando a baixa capacidade dispersiva quando comparados aos insetos aquáticos para colonizar riachos de cabeceira (moluscos utilizam de parasitismo larval temporário em peixes de riachos conforme Mansur (2007)), é cientificamente interessante encontrarmos estes exemplares de *Pisidium* em riachos com elevadas altitudes como os estudados. Segundo Pereira *et al.* (2013) o padrão de riqueza e distribuição geográfico em moluscos é relacionado ao histórico hidrogeológico, e, por esse motivo, sugerimos estudos futuros de análises moleculares para a verificação destes exemplares, restritos à NA-PR, que podem estar presentes nesta região desde um passado geológico remoto.

Podemos perceber que táxons como Hirudinida, *Hyalella* e moluscos planorbídeos (menos exigentes quanto à qualidade ambiental e mais tolerantes), registrados nas sub-bacias NA-PR e EU-IM, e os Oligochaeta, coletados nas três sub-bacias, estejam mais relacionados aos componentes granulométrico e porcentagem de matéria orgânica do sedimento. Embora trabalhando com grupo taxonômico diferente, estudos realizados por Crisci-Bispo, Bispo e Froehlich (2007) afirmaram que a composição do sedimento é determinante para o estabelecimento de invertebrados aquáticos. As duas sub-bacias, EU-IM e NA-PR, apresentaram os usos do solo mais heterogêneos do que EU-PR, tanto na sub-bacia como um todo (macro escala), como no

entorno próximo aos riachos (meso escala), embora na NA-PR esta heterogeneidade seja, a maioria, proveniente de processos naturais e em EU-IM antropogênicos. Estes usos refletem diretamente na composição do sedimento dessas duas sub-bacias, que demonstraram-se mais similares entre si para essa variável. Embora considerada a sub-bacia de melhor qualidade ambiental, a alta abundância de *Hyallela* em NA-PR ocorreu principalmente nos riachos com maiores teores de matéria orgânica particulada fina, argilas e siltes. Suriano (2008) também registrou elevada abundância de *Hyallela* em riachos preservados no estado de São Paulo.

Quanto aos Oligochaeta é possível que sua maior abundância em NA-PR esteja refletindo a comunidade mais estruturada, os maiores teores de matéria orgânica fina presentes ou mesmo as maiores temperaturas da água registradas nos riachos dessa sub-bacia. Baturina (2012) demonstrou que a temperatura exerce importante pressão sobre as comunidades de Oligochaeta. Devido aos hábitos tubícolas da maioria dos Oligochaeta (BRINKHURST, 1971), é possível que os riachos dessas duas áreas proporcionem habitats favorecendo a ocorrência desses organismos.

Acreditamos que a maior %Chironomidae e %Oligochaeta em EU-IM se deva também à estrutura limnológica dos riachos com menor qualidade ambiental e aos *inputs* da matriz do entorno, além das variáveis granulométricas do sedimento em NA-PR. A heterogeneidade textural da matriz nas duas sub-bacias também pode criar condições semelhantes de aporte de recursos, mesmo que em EU-PR esta heterogeneidade seja decorrente de maus usos do solo e em NA-PR da própria matriz da paisagem (matas e campos rupestres nativos, além de pastagens e usos domésticos). Conforme demonstrado por Zilli e Marchese (2010) a heterogeneidade espacial, com certo grau de conectividade é fundamental para a estruturação de comunidades aquáticas. Larrañaga *et al.* (2006) demonstraram que folhas de eucaliptos alteram o processamento de matéria orgânica no sedimento, reduzindo a diversidade de invertebrados nestas matrizes, o que pode justificar menores abundâncias de Oligochaeta em EU-PR, quando comparada às demais. Galizzi e Marchese (2009) também demonstraram retardos no tempo de decomposição de folhas de eucaliptos por macroinvertebrados aquáticos em sistemas naturais, o que justifica a capacidade dessas matrizes não suportarem grupos que necessitem de material orgânico particulado fino para se estabelecerem e persistirem no ambiente.

A fauna de Chironomidae foi a melhor preditora da estrutura comunitária nas sub-bacias, apresentando respostas tanto na riqueza e abundância, quanto na composição. Assim como outros grupos taxonômicos analisados neste estudo, os quironomídeos demonstraram que existe alguma característica ambiental que equipara EU-IM a NA-PR.

Embora pertencente ao grupo de insetos tolerantes, alguns trabalhos demonstraram diferenças na distribuição dos gêneros de Chironomidae em diferentes matrizes ambientais (SURIANO, 2004; CORBI e TRIVINHO-STRIXINO, 2008; SURIANO *et al.*, 2011; SAITO e FONSECA-GESSNER, 2014). Em estudos comparativos, Mazão e Bispo (2016) e Saito e Fonseca-Gessner (2014) não detectaram diferenças na riqueza e abundância, apenas diferenças na composição da fauna. Acreditamos que as maiores abundâncias registradas em NA-PR e em EU-IM sejam decorrentes da maior disponibilidade de oferta de recursos acessíveis à fauna, nessas sub-bacias hidrográficas. Ao contrário, os menores valores de abundância registrados em EU-PR se devem a menor disponibilidade de oferta de recursos alimentares autóctones (oriundos da produtividade primária, que acreditamos ser baixa na matriz de eucalipto) e alóctones (provenientes da vegetação ripária e solo no entorno). O extensivo cultivo de eucalipto na escala da paisagem, nessa sub-bacia, promove maior sombreamento do leito dos riachos, consequentemente reduz a ação de produtores primários e de decompositores iniciais como fungos e bactérias, além de empobrecer qualitativamente os recursos orgânicos do solo no entorno, o que afeta diretamente na estruturação das comunidades de organismos aquáticos e nas redes tróficas (GRAÇA *et al.*, 2002; FERREIRA *et al.*, 2015; CORDERO-RIVERA, ÁLVAREZ e ÁLVAREZ, 2017). Além do mais, conforme já discutido neste capítulo para outros grupos taxonômicos, é possível que a altura do dossel das árvores, bem como a estrutura textural da paisagem mais homogênea EU-PR, interfiram nos processos dispersivos das comunidades de Chironomidae entre riachos, o que sugerimos ser analisado no próximo capítulo.

Com relação aos táxons mais abundantes e comuns às três áreas, constatamos também que eles foram os mais bem distribuídos geograficamente ao longo dos riachos nas três sub-bacias, no entanto, com proporções diferentes de abundâncias. Sensolo (2012), Restello *et al.* (2014) e Valente-Neto *et al.* (2015) demonstraram que a

distribuição espacial e a composição de Chironomidae estão diretamente relacionadas com a qualidade ambiental do entorno próximo e da bacia hidrográfica.

Entre a fauna de Chironomidae registrada nas três sub-bacias hidrográficas, percebemos a ocorrência de muitos gêneros raros, o que contribuiu para a maior riqueza taxonômica em NA-PR e EU-IM. Os táxons registrados se relacionaram coerentemente com os locais quanto ao grau de qualidade ambiental estabelecido. Em outras palavras, os táxons associados às diferentes condições de qualidade ambiental detectadas, foram também registrados para condições similares observadas por outros autores (SIQUEIRA e TRIVINHO-STRIXINO, 2005; SURIANO *et al.*, 2011; SAITO e FONSECA-GESSNER, 2014; MAZÃO e BISPO, 2016). Suriano *et al.* (2011) também detectaram condição de qualidade ambiental intermediária em riachos inseridos em matriz de eucalipto, melhor condição em áreas preservadas e pior qualidade em locais com cultivo de cana-de-açúcar e pastagens.

Embora seja reconhecida a plasticidade alimentar das larvas de Chironomidae (HAMADA *et al.*, 2014; SAITO, FONSECA-GESSNER, 2014; LEITE-ROSSI *et al.*, 2015), de maneira geral, a proporção decrescente observada de Tanyptodinae, considerado como grupo predador (TRIVINHO-STRIXINO, 2011) ao longo do gradiente de qualidade ambiental detectado para as três sub-bacias, também atesta a maior complexidade ambiental que diminui dos locais de melhor para pior qualidade. Ao contrário, há a predominância de Chironominae, majoritariamente detritívoros, nos locais com pior qualidade ambiental e menor variabilidade de oferta de recursos. O gênero *Orthocladius* é conhecido por habitar águas correntes (TONI *et al.*, 2014) e também por viver associado a macrófitas e ainda por ocupar áreas sob influência intensa de agricultura (SENSOLO, 2012) sendo portanto, considerado um gênero com ampla plasticidade ambiental (TONI *et al.*, 2014). Acreditamos que o seu registro unicamente na sub-bacia EU-IM e em abundância de 55 larvas se deva à estrutura dos riachos dessa área, os quais caracterizam-se por maior ordenação e margens desprovidas de vegetação ciliar. *Orthocladius* ocorreu especificamente nos riachos 4NO, 5NO e 6NO dessa sub-bacia, justamente naqueles riachos onde registramos, em campo, a ocorrência de matações cobertos por algas e perifíton. Esse gênero foi considerado um indicador dessa sub-bacia e, também se correlacionou positivamente com os barramentos e solos hidromorfos (solos de áreas alagáveis, porém sem cobertura vegetal, conforme Cap.1), contrariamente ao registrado por outros autores (CORBI e TRIVINHO-STRIXINO,

2008). Estas duas tipologias de uso da terra promovem a redução da correnteza no leito dos riachos à jusante, levando conseqüentemente à formação de poças com rochas expostas, que permitem o estabelecimento desse grupo em específico.

A maior abundância e distribuição das famílias de Ephemeroptera, Leptophlebiidae e Baetidae na região de estudo conferem o padrão brasileiro de abundância desses táxons (SALLES *et al.*, 2004). De modo geral, a família Baetidae parece ser menos sensível à qualidade ambiental, entre as demais famílias de Ephemeroptera conforme demonstrado por Braun *et al.* (2014) e Siegloch *et al.* (2014), o que condiz com os resultados deste estudo, no qual registramos maior abundância de Baetidae na sub-bacia EU-IM, a mais impactada. *Callibaetis*, registrado exclusivamente em EU-IM condiz com os resultados de Siegloch *et al.* (2014) nos quais registraram associação desse gênero com riachos inseridos em matriz mais impactada e com maior presença de sedimento fino. O registro de *Tupiara* apenas em NA-PR e EU-PR pode estar mais relacionado às maiores altitudes registradas nestas duas sub-bacias. Conforme demonstraram (SIEGLOCH *et al.*, 2014), há uma correlação deste táxon com altitudes mais elevadas. Neste estudo, os poucos espécimes de *Americabaetis* registrados concentraram-se em ambientes preservados, diferente do registrado por Siegloch *et al.* (2014) que registraram a ocorrência do mesmo, em elevada abundância, nos ambientes mais impactados.

A maior abundância de *Massartela* e *Ulmeritoides* (Leptophlebiidae) nas sub-bacias EU-PR e NA-PR, justifica-se pela melhor qualidade ambiental de ambas as sub-bacias. Os riachos com corredeiras formam um ambiente favorável para a presença de larvas de Leptophlebiidae, uma vez que, a correnteza da água lava e retira a argila presente no sedimento garantindo um ambiente mais adequado para seu estabelecimento (TAKEBE, 2009; NOVAES, 2010; PACIENCIA *et al.*, 2011; CENEVIVA-BASTOSA *et al.*, 2017). No entanto, há alguns gêneros, entre os quais *Massartela*, que conseguem sobreviver tanto em áreas de corredeiras como em remansos. Crisci-Bispo, Bispo e Froehlich (2007) observaram abundância semelhante de *Massartela* tanto em riachos com maior velocidade da correnteza quanto em riachos com águas mais lentas. Neste estudo, registramos maior abundância desse gênero nos riachos com maior velocidade de correnteza e em menor abundância nos remansos, na sub-bacia dos EU-PR, assim como observado por Siegloch, *et al.* (2014), que amostraram este gênero apenas nos riachos em áreas consideradas preservadas e com águas mais velozes. No entanto,

acreditamos haver um componente espacial influenciando na distribuição de abundância de *Massartela* em EU-PR, pois este táxon ocorreu apenas nos riachos mais próximos entre si (01CE, 02CE, 03CE, 04CE e 05CE), e não ocorreu em três riachos mais à montante, com grau de qualidade ambiental semelhante. Trabalhos sobre a autocorrelação espacial para a fauna de invertebrados aquáticos são contraditórios e com resultados variados em função de cada ecossistema, matriz e impactos ambientais (NALLY, LLOYD e LAKE, 2006; SHURIN, COTTEINIE e HILLEBRAND, 2009; TAKEBE, 2009; PADIAL *et al.*, 2014). Assim sugerimos como abordagens futuras investigações neste sentido.

Neste estudo, observamos resultados semelhantes para o gênero *Ulmeritoides* na sub-bacia NA-PR, onde as maiores abundâncias foram registradas nos riachos mais próximos entre si (06SE e 10SE), embora esteve presente também, em menor abundância, em outros locais mais distantes. Na sub-bacia EU-PR, a maioria de *Ulmeritoides* esteve presente apenas no riacho 01CE com outros quatro espécimes em outros riachos, o que pode estar relacionado diretamente com alguma variável específica deste riacho.

Registramos *Caenis* nas sub-bacias de pior e melhor qualidade ambiental, porém em maior abundância em EU-IM. Siegloch *et al.* (2014) também demonstraram associação das maiores abundâncias deste táxon com plantações de cana-de-açúcar e cultivos de eucaliptos.

Da fauna de Plecoptera observamos representantes das duas famílias ocorrentes no Brasil conforme Froehlich (2011) e Novaes (2014). Os Plecoptera ocorreram basicamente nas duas sub-bacias com melhor qualidade ambiental (NA-PR e EU-PR) e com baixa abundância em EU-IM, apenas nos riachos menos impactados desta sub-bacia e com alguma cobertura ripária. Dessa forma, este grupo taxonômico foi um bom indicador da qualidade ambiental das sub-bacias. Com relação à exclusividade do táxon *Tupiperla* na matriz homogênea de eucalipto (EU-PR) acreditamos que haja alguma predileção deste grupo específico para este recurso, ou mesmo algum mecanismo de bloqueio aos efeitos negativos decorrentes do eucalipto na paisagem. Suriano (2008) também encontrou esse táxon em maior abundância em riachos inseridos na matriz de eucalipto e, Kiffer-Junior (2009) encontrou maior abundância relativa de larvas de Perlidae em substrato composto por folhigo de eucalipto do que de vegetação nativa. No entanto, Salvarrey *et al.*(2014) demonstraram que *Tupiperla* foi

um bom indicador de áreas com menores impactos antropogênicos de usos do solo e Bertasoa *et al.* (2015) registraram um espécime deste gênero em área florestada.

O fato do gênero *Kempnyia* ter ocorrido apenas nas sub-bacias com maior cobertura vegetal nativa e melhor qualidade ambiental, demonstra que, para este táxon, aparentemente, houve uma assinatura ambiental evidente e determinante para a sua eliminação na sub-bacia de pior qualidade. Crisci-Bispo, Bispo e Froehlich (2007) registraram *Kempnyia*, em alta abundância, em riachos com maior velocidade de correnteza e substrato rochoso, o que demonstra a sua seletividade ambiental por habitats.

Entre os Trichoptera, observamos táxons dominantes e raros com distribuição espacial entre as três sub-bacias estudadas. No entanto, alguns táxons raros possuem especificidade para cada situação. Conforme verificado por Ceneviva-Bastosa *et al.* (2017), os Trichoptera apresentam maior plasticidade alimentar entre as três ordens que compõem o grupo EPT, o que permite sua maior distribuição em habitats menos diversificados e com menor oferta de recurso alimentar, desde que as condições limnológicas não sejam limitantes. No entanto, aparentemente, a qualidade ambiental diferenciada entre os riachos nas três sub-bacias também foi um elemento determinante para o estabelecimento deste grupo, que apresentou relação positiva entre riqueza e abundância com a qualidade ambiental limnológica. De acordo com os estudos de Yokoyama (2012) e Bertasoa *et al.* (2015), a integridade estrutural dos riachos (maior heterogeneidade de habitats como corredeiras e remansos) é fundamental para a manutenção da diversidade de macroinvertebrados.

A presença de substrato orgânico adequado (principalmente com folhíço) é fundamental para o estabelecimento de táxons como *Phylloicus* e leptocerídeos como *Notalina* e *Triplectides*, segundo Crisci-Bispo, Bispo e Froehlich (2007) e Oliveira e Nessimian (2010) esses insetos necessitam de fragmentos do folhíço para a construção de seus abrigos. Isto justifica a maior abundância desses táxons e distribuição geográfica ao longo dos riachos inseridos nas sub-bacias NA-PR e EU-PR, e menor em EU-IM. Encalada *et al.* (2010) compararam a fauna de riachos inseridos em áreas de pastagens e áreas preservadas e encontraram riqueza e diversidade semelhante para *Phylloicus*, porém maiores abundâncias deste gênero em ambientes com áreas florestadas, o que pode confirmar os resultados deste estudo, de que a abundância desse gênero é um bom preditor da qualidade ambiental das sub-bacias.

Todos os Hydropsychidae foram registrados nas sub-bacias de melhor qualidade ambiental e em baixa abundância, o que demonstra que a condição ambiental da sub-bacia EU-IM foi limitante para os gêneros desta família. Talvez o gênero *Smicridea*, especificamente, esteja relacionado com as maiores altitudes observadas nestas duas sub-bacias. Conforme demonstrado por (SALVARREY *et al.*, 2014) este gênero demonstrou predileção por ambientes com maiores altitudes e preservados como um todo. É importante destacar que estes autores registraram *Smicridea* em altas abundâncias em todos os riachos analisados, enquanto nós registramos baixas abundâncias e apenas nas sub-bacias mais preservadas. Resultados contraditórios foram registrados por (BERTASOA *et al.*, 2015), nos quais *Smicridea* em maiores abundâncias esteve presente em áreas impactadas e (BRAUN *et al.*, 2014) registraram este taxa associado a riachos com fundo rochoso.

O gênero *Helicopsyche* ocorreu em baixa abundância e foi registrado somente nas sub-bacias mais impactadas (EU-PR e EU-IM), o que corrobora os resultados de Novaes (2010), o qual observou menor relação deste táxon com a qualidade ambiental e maior dependência do tipo de leito (rochoso). Ao contrário de nós, no entanto, Bertasoa *et al* (2015) registraram altas abundâncias deste mesmo grupo em ambientes florestados. Assim, não conseguimos definir relações claras deste táxon na região de estudo.

Com relação aos demais gêneros de Trichoptera, particularmente àqueles que ocorreram exclusivamente em uma sub-bacia, ou mesmo na combinação entre elas, não foi possível detectar o elemento determinante para estes registros, sugerindo análises que testem o potencial dispersivo ou mesmo correlações com elementos da paisagem.

De modo geral, a fauna de Coleoptera respondeu bem às variações ambientais entre as três sub-bacias. Os resultados obtidos nesta tese condizem com os registrados de outros pesquisadores, os quais indicam a família Elmidae como a mais comumente encontrada em riachos de cabeceira mais preservados (SEGURA, FONSECA-GESSNER e TANAKA, 2007; SURIANO, 2008; SEGURA, VALENTE-NETO e FONSECA-GESSNER, 2011; BRAUN *et al.*, 2014).

Para a fauna de Coleoptera observamos que a abundância e riqueza taxonômica, nas três sub-bacias, conferem a qualidade ambiental detectada. Considerando a plasticidade alimentar dos diferentes gêneros atuando como fragmentadores de matéria orgânica, raspadores de perifiton ou coletores, bem como suas adaptações morfológicas

e fisiológicas, era esperado que sua ocorrência e distribuição atendesse à ordenação limnológica das sub-bacias. Conforme resultados relatados por Segura, Fonseca-Gessner e Tanaka (2007) e Suriano (2008) também observamos a maior abundância e distribuição geográfica de *Heterelmis* e *Hexacylloepus* nas três sub-bacias analisadas, porém em maiores abundâncias naquelas onde o leito é mais rochoso e os teores de matéria orgânica foram maiores (NA-PR e EU-PR). Aqueles autores detectaram a temperatura, a cobertura vegetal e integridade ambiental como as variáveis determinantes para a ocorrência desses táxons. Quanto aos gêneros, especificamente registrados na NA-PR, Suriano (2008) e Segura, Fonseca-Gessner e Tanaka (2007) registraram os mesmos táxons em regiões de integridade ambiental e em baixas abundâncias e (SEGURA, VALENTE-NETO e FONSECA-GESSNER, 2011) também registraram *Gênero M* (larva ainda não descrita) em riachos de cabeceira na região leste do estado de São Paulo e (BRAUN *et al.*, 2014) em riachos da região sul do país.

Quanto a fauna de coleópteros compartilhadas entre as duas sub-bacias de pior integridade ambiental (EU-IM e EU-PR), isto é, Hydrophilidae, Dytiscidae, Noteridae e Gyrinidae, ela também reflete as características limnológicas dos riachos, que apresentam menor velocidade de correnteza e maior quantidade de remansos, principalmente na sub-bacia EU-IM. Alguns autores observaram resultados similares, com representantes destas famílias ocorrendo em ambientes lênticos ou em remansos de ambientes lóticos (SEGURA, FONSECA-GESSNER e TANAKA, 2007; MICHAT, ARCHANGELSKY e BACHMANN, 2008; SURIANO, 2008; PAULA-BUENO e FONSECA-GESSNER, 2015), e também estudos comparativos de qualidade ambiental registraram essas famílias em ambientes mais impactados e com menor cobertura vegetal. No entanto, percebemos diferentes composições na família Dytiscidae e Hydrophilidae entre as duas sub-bacias, que também evidenciaram os graus de integridade. Suriano (2008) registrou os gêneros *Celina* e *Desmopacria* (Dytiscidae) nos riachos sob intenso uso do solo por plantações de cana-de-açúcar e de eucalipto no estado de São Paulo, equivalentes à sub-bacia EU-IM, e não registraram *Leuronetes*.

Suriano (2008) encontrou *Tropisternus* em riachos preservados e inseridos em matriz de pastagem, enquanto Paula-Bueno e Fonseca-Gessner (2015) registraram *Paracymus* associadas à macrófitas de ambientes lênticos. Na região de estudo registramos estes gênero também nas sub-bacias mais impactadas, condizendo com estas autoras, porém ambos em baixa abundância.

Segura, Fonseca-Gessner e Tanaka (2007) registraram Crysomelidae em ambiente pouco preservados, com maiores valores de temperatura da água e menor cobertura vegetal ripária. No entanto, mesmo sendo registrado um espécime desta família, exclusivamente na NA-PR, é importante destacar que esse coleóptero foi coletado no riacho considerado de pior qualidade ambiental, que possui a menor cobertura vegetal ripária.

Acreditamos que as respostas estruturais (riqueza e abundância) registradas para Odonata e contraditórias para o gradiente de qualidade ambiental estabelecido entre as três sub-bacias, se devam à preferência deste grupo por ambientes com águas mais lânticas e com maior incidência de luz solar (em decorrência da redução da vegetação ripária e/ou ordenação do canal), como os observados na sub-bacia EU-IM (SEIDU *et al.*, 2017). Com respostas variadas, considerados sensíveis ou tolerantes a baixos e médios níveis de contaminação, de modo geral, os odonatas apresentam boa disposição para explorar ambientes mais distantes daqueles de sua origem, conforme demonstrado por Dolný, Harabiš e Mižičová (2014). No entanto, Saito *et al.* (2015) demonstraram que os insetos com maior capacidade dispersiva e conseqüente maior poder de escolha entre locais de postura com melhor qualidade, como por exemplo Odonata, tendem a ser mais influenciados por filtros ambientais do que pelo componente espacial (distância geográfica). Isto é, esse táxon opta por se manter próximo aos seus locais de origem e escolher melhor os locais de postura do que migrarem para longas distâncias e aumentarem seu gasto energético. Contrariando estes resultados, Seidu *et al.* (2017) observaram maiores valores de diversidade beta nos locais preservados e menores em ambientes mais impactados. Jonsen e Taylor (2000) demonstraram que Odonata pode alterar seu comportamento em função dos padrões espaciais desafiadores em paisagens alteradas. Acreditamos que a resolução taxonômica, as escalas de análise e a história de vida dos táxons também podem interferir nos processos de decisão assumidos pelos grupos biológicos, uma vez que as respostas à matriz ambiental e o grau de tolerância ambiental diferenciado entre táxons de uma mesma categoria, podem ser determinantes para as decisões de dispersão (SAITO *et al.*, 2015). Dessa forma, para a região deste estudo, os mecanismos determinantes da estruturação da fauna de Odonata precisam ser melhor investigados para se determinar quais estratégias podem estar sendo utilizadas para garantir a presença desse grupo em ambientes com diferenças ambientais detectadas.

Ao contrário dos resultados demonstrados pela riqueza taxonômica e diversidade de espécies, a composição da fauna de Odonata mostrou-se um bom preditor da qualidade das sub-bacias, assim como resultados observados por Seidu *et al* (2017). A família Libellulidae, é a mais especiosa entre os Odonata (RAMÍREZ, 2010), mais generalista e esteve mais amplamente distribuída ao longo das três sub-bacias analisadas, porém com maiores abundâncias nas sub-bacias mais impactadas. Seidu *et al.* (2017) também observaram que os diferentes usos do solo influenciaram as comunidades de odonatas e que os táxons mais generalistas, heliófilos e os dominantes foram aqueles que se estabeleceram com mais sucesso em ambientes mais impactados, com menor cobertura vegetal, além de terem apresentado maior distribuição geográfica. Entre os táxons de Libellulidae na região deste estudo, *Dasythemis* tem preferência por águas correntes, sendo mais intolerante à contaminação quando comparada a *Perithemis* que prefere águas mais paradas (RAMÍREZ, 2010), o que justifica suas maiores abundâncias nos riachos da sub-bacia EU-IM, com *Dasythemis* apresentando segunda maior abundância em na sub-bacia NA-PR.

A dominância de *Limnetron* (Aeshnidae) em NA-PR condiz com a qualidade ambiental desta sub-bacia. Ramírez (2010) cita que Aeshnidae pode viver em ambientes lênticos e lóticos, preferencialmente com vegetação marginal, ou seja, ambientes com maior integridade ambiental, como observado nesta sub-bacia. De acordo com Ramirez (op cit) a maioria dos gêneros dessa família é considerada intolerante a altos níveis de contaminação, embora não seja citado o gênero *Limnetron*. Diferente dos resultados de abundância constatados nesta pesquisa, Suriano em 2008 amostrou um espécime do gênero *Limnetron* em ambientes preservados e poucos espécimes de *Dasythemis* em córregos inseridos em áreas de pastagem e monoculturas de eucalipto, e não registrou *Perithemis*. Embora Aeshnidae é conhecida por ter distribuição cosmopolita, o gênero *Limnetron* possui distribuição geográfica restrita ao sudeste brasileiro (HAMADA, NESSIMIAN e BARBOSA, 2014). Mesmo sendo considerada mais intolerante à poluição, devido ao seu grande tamanho, os adultos de Aeshnidae apresentam alta capacidade para o vôo podendo alcançar grandes distâncias, justificando sua presença, mesmo que em menores abundâncias, também em EU-IM e EU-PR. O trabalho realizado por Dolný, Harabiš e Mižičová (2014) demonstra que alguns táxons específicos de Odonata podem forragear e se estabelecer em manchas de vegetação densas bem maiores e distantes do seu local de origem. Acreditamos que por esta

capacidade de locomoção mais eficaz do grupo, mesmo os táxons raros (com baixa abundância) estiveram mais bem distribuídos ao longo das três sub-bacias, quando comparados aos demais táxons analisados, que demonstraram padrão inverso.

Com relação à fauna de Hemiptera, são mais escassos os estudos publicados sobre suas repostas aos ambientes com diferentes integridades. A riqueza desse grupo não foi um bom preditor da qualidade ambiental das sub-bacias, uma vez que as três apresentaram cinco táxons cada uma. Já, a abundância e a composição representaram melhor as condições diferenciadas registradas nas três áreas.

4.5 Diversidade Beta

As comunidades presentes em EU-PR são mais similares entre si o que se evidencia nos altos valores de aninhamento registrados (BASELGA, 2010) e diferentes dos demais (das outras sub-bacias). Isso indica que estão de alguma maneira confinados nesta sub-bacia, mas que a capacidade dispersiva dos táxons entre os riachos não foi comprometida. Acreditamos que isto se deva à conectividade evidente nesta sub-bacia, promovida pela vegetação ripária presente (CATEIN FILHO, 2017). É importante destacar que nesta sub-bacia, a quase totalidade de vegetação nativa presente se concentra na forma de mata ciliar (=Cap 1). No entanto, considerando que a diversidade beta é a medida da variância total em uma comunidade (LEGENDRE, DE CÁCERES, 2013), isto é, como estas comunidades se alteram em uma região ao longo do tempo, e, que este mecanismo é influenciado pela variabilidade ambiental (BALATA, PIAZZI e BENEDETTI-CECCHI, 2007), podemos inferir que o fato das taxas semelhantes de *turnover* e aninhamento registradas em NA-PR e EU-IM podem indicar graus de semelhança (= maior heterogeneidade ambiental) entre as matrizes das duas sub-bacias, conforme já sugerido anteriormente nesta Tese. Como a matriz da paisagem pode interferir diretamente sobre os processos dispersivos (favorecendo ou dificultando) (CATEIN FILHO, 2017), e também alterar a qualidade ambiental dos riachos, esses resultados registrados para o *turnover* e aninhamento para a região podem servir como *proxies* para investigações futuras sobre processos nessas metacomunidades.

Alguns grupos taxonômicos pareceram corroborar as perspectivas acima sugeridas, como por exemplo, os Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (mais sensíveis à impactos ambientais), e Chironomidae e Diptera gerais (mais tolerantes), ambos com baixo potencial dispesivo, os quais demonstraram menores diversidade beta total e maior aninhamento em todas as condições testadas. Ao contrário dos táxons citados, Odonata apresentou maiores diversidade beta total e menores taxas de aninhamento. No entanto, não podemos afirmar estas correlações, mas abrimos um caminho investigativo para análises futuras na região de estudo para verificação e testes destes padrões.

5 CONCLUSÃO

Embora o eucalipto seja a cultura predominante nas duas sub-bacias hidrográficas EU-IM e EU-PR, há diferenças nos usos do solo que também podem influenciar na estrutura e composição da fauna dos macroinvertebrados aquáticos, o que será apresentado no próximo capítulo desta Tese. A Sub-bacia hidrográfica NA-PR é a área onde predominam as feições nativas e aparenta ser uma área muito importante para a região, do ponto de vista conservacionista.

Referências Bibliográficas

- ALBERTI, H. L. C. **Zoneamento Ambiental da APA da Pedra Branca, Caldas.** [S.l.]: MINAS GERAIS. 2007. p. 150.
- ALEMU, T. et al. Effect of riparian land use on environmental conditions and riparian vegetation in the east African highland streams. **Limnologia**, 66, n. 1, July 2017. p. 1-11.
- ALLAN, J. D. **Stream Ecology Structure And Function of Running Waters.** 1ª. ed. Michigan: CHAPMAN & HALL, 1995. 388 p.
- ALLAN, J. D. Landscape and Riverscape: The influence of land use on Stream Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, 35, Jun 2004. p. 257-284.
- BALATA, D.; PIAZZI, ; BENEDETTI-CECCHI, L. Sediment Disturbance And Loss of Beta Diversity on Subtidal Rocky Reefs. **Ecology**, 88, n. 10, 2007. p. 2455–2461.
- BASELGA, A. Partitioning The Turnover And Nestedness Components Of Beta Diversity. **Global Ecology and Biogeography**, 19, 2010. p. 134-143.
- BATURINA, M. Distribution And Diversity of Aquatic Oligochaeta In Small Streams of The Middle Taiga. **Turk J Zool**, 36, n. 1, 2012. p. 75-84.
- BENETTI, C. J.; CUETO, J. A. R.; FIORENTIN, G. L. Gêneros de Hydradephaga (coleoptera: Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae) Citados Para o Brasil, com Chaves Para Identificação. **Biota Neotropica**, 3, n. 1, 2003.
- BERTASOIA, et al. Effects Of Forest Conversion On The Assemblages' Structure Of Aquatic Insects In Subtropical Regions. **Revista Brasileira de Entomologia**, 59, 2015. p. 43-49.
- BINI, L. M. et al. Challenging Wallacean and Linnean Shortfalls: Knowledge Gradients and Conservation Planning in a Biodiversity Hotspot. **Diversity and Distributions**, 12, 2006. p. 475-482.
- BRAUN, B. M. et al. Diversity and Distribution of Riffle Beetle Assemblages (Coleoptera, Elmidae) in Montane Rivers of Southern Brazil. **Biota Neotropica**, 14, n. 2, 2014. p. 1-11.
- BRINKHURST, R. O. A Guide For The Identification of British Aquatic Oligochaeta Freshwater Biological Association. **Freshwater Biological Association**, Second Edition, University of Toronto, 22, 1971.
- CALLISTO, M. et al. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em Atividades de ensino e Pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnological Brasiliensia**, 14, n.1, 2002. p.91-98.
- CARDOSO, et al. The Seven Impediments in Invertebrate Conservation And How to Overcome Them. **Biological Conservation**, 2011. p. 2647–2655.
- CENEVIVA-BASTOSA, et al. Trophic Guilds of EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera) in Three Basins of The Brazilian Savanna. **Limnologia Ecology and Management of Inland Waters**, 63, Dez. 2017. p.11-17
- CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Effect of Land Use on Lotic Chironomid Communities of Southeast Brazil: Emphasis on the Impact of Sugar Cane Cultivation. **Boletim do Museu Municipal de Funchal**, 13, 2008. p.93-100.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

CORDERO–RIVERA, A.; ÁLVAREZ, A.M.; ÁLVAREZ, M. Eucalypt Plantations Reduce the Diversity of Macroinvertebrates In Small Forested Streams. **Animal Biodiversity and Conservation**, 40, n. 1, 2017. p. 87-97

CRISCI-BISPO, L.; C. BISPO, P.; FROEHLICH, C.. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera Assemblages in two Atlantic Rainforest Streams, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24, n. 2, junho 2007. p. 312–318.

DOLNÝ, ; HARABIŠ, ; MIŽIČOVÁ,. Home Range, Movement, and Distribution Patterns of the Threatened Dragonfly *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae): A Thousand Times Greater Territory to Protect? **PLoS One**, 7, 2014.

DOMINGUEZ, E.; FERÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biológica**. 1ª. ed. Tucumán: Fund. Miguel Lillo, 2009. 655 p.

ENCALADA, C. et al. Riparian Land Use And The Relationship Between The Benthos And Litter Decomposition In Tropical Montane Streams. **Freshwater Biology**, 55, 2010. p. 1719–1733.

EPLER, J. H. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina**. 1ª. ed. [S.l.]: [s.n.], 2001. 526 p. Disponível em: <https://deq.nc.gov/about/divisions/water-resources/water-resources-data/water-sciences-home-page/biological-assessment-branch/taxonomic-manuals>. Acesso em: jul 2017.

FERREIRA, V. et al. Eucalyptus Plantations Affect Fungal Communities Associated With Leaf-Litter Decomposition In Iberian Streams. **Archiv fur Hydrobiologie**, 166, n. 4, 2006. p. 467-490.

FERREIRA, V. et al. The Effects Of Eucalypt Plantations On Plant Litter Decomposition And Macroinvertebrate Communities In Iberian Streams. **Forest Ecology and Management**, 335, 2015. p.129-138.

CATEIN FILHO, L. C. C. **Efeitos da Perda de Conectividade do Componente Arbóreo Ripário na Diversidade de Insetos Aquáticos em Riachos**. Goiânia: Universidade federal de Goiás, v. Dissertação de Mestrado, 2017. 53 p.

FINN, et al. Small But Mighty: Headwaters Are Vital To Stream Network Biodiversity At Two Levels Of Organization. **Freshwater Science**, 30, n. 4, 2011. p. 963-980.

FREITAS, A. V. et al. A New Subspecies of *Anthanassa* (Nymphalidae: Nymphalinae: Melitaeini) From Southeastern Brazil. **Journal of the Lepidopterists' Society**, 69, n. 2, 2015. p. 83-90.

FROEHLICH, C. G. Checklist dos Plecoptera (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, 11, n. 1, 2011.

FURTADO, S. G.; NETO, L. M. Vascular Epiphytic Flora of a High Montane Environment of Brazilian Atlantic Forest: Composition And Floristic Relationships With Other Ombrophilous Forests. **Acta Botanica Brasilica**, 30, July-September 2016. p.422-436.

GALIZZI, M. C.; MARCHESE, M.. Colonización De Hojas en Descomposición de Eucalyptus Camaldulensis Dehnhardt Por Invertebrados en un Cauce Secundario Del Río Paraná Medio. **Hidrobiológica**, 19, n. 2, 2009. p. 141-149.

GASTON, K. J. What is rarity? In: KUNIN, W. E.; GASTON, K. J. (eds) **The Biology of Rarity. Population and Community Biology Series**. Springer, Dordrecht, 17, 1997.

GASTON, K. J. Valuing Common Species. **SCIENCE**, 327, January 2010. p. 154-155.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

GRAÇA, M. A. S. et al. Effects of Eucalyptus Plantations on Detritus, Decomposers, and Detritivores in Streams. **The Scientific World Journal**, 2002. p.1173–1185.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; BARBOSA, R. (Eds.). **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, Biologia e Ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014. 724 p.

HECKMAN, C. W. **Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata Anisoptera**. Netherlands, Springer, 2006. 726 p.

HEPP, L. U. **Partição Da Diversidade De Insetos Aquáticos Em Riachos Do Sul Do Brasil**. Porto Alegre: Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul, 2011 (Tese de Doutorado).

HEPP, L. U. et al. Influence of Land-Use on Structural and Functional Macroinvertebrate Composition Communities Associated on Detritus In Subtropical Atlantic Forest Streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 28, 2016.

HEPP, L. U.; DELANORA, R.; TREVISAN, A. Compostos Secundários Durante a Decomposição Foliar de Espécies Arbóreas em um Riacho do Sul Do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 23, n. 2, 2009. p.407-413.

HORSÁK, M. Two New Molluscs (Gastropoda: Euconulidae, Bivalvia: Sphaeridae) from Bulgaria. **Acta Zoologica Bulgarica**, 58, n. 2, 2006. p. 283-288.

JONSEN, I. D.; TAYLOR, P. D. Fine-Scale Movement Behaviors Of Calopterygid Damselflies Are Influenced By Landscape Structure: An Experimental Manipulation. **OIKOS**, 88, 2000. p.553-562.

KIFFER JÚNIOR, W. P. **Influência das Folhas de Eucalyptus sp. e Coffea arabica Sobre a Assembléia de Invertebrados Aquáticos em Ambiente Lântico e Lótico**. (Dissertação de Mestrado) Centro Universitário Vila Velha, 2009.

KIFFER JUNIOR, W. P. et al. Exotic Eucalyptus leaves are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an Atlantic Forest stream (Brazil). **PLOS ONE**, 13, n. 1, January 2018. p.1-17.

LARRAÑAGA, A. et al. Assessing Impact of Eucalyptus Plantations on Benthic Macroinvertebrate Communities By A Litter Exclusion Experiment. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, 42, n. 1, 2006. p.1-8.

LEGENDRE, ; DANIEL, B.; PERES-NETO, P. R. Analyzing Beta Diversity: Partitioning The Spatial Variation Of Community Composition Data. **Ecological Monographs**, 75, n. 4, 2005. p.435-450.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3rd. ed. Montrel/Québec: Elsevier, v. 24, 1998.

LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta Diversity as The Variance Of Community Data: Dissimilarity Coefficients And Partitioning. **Ecology Letters**, 16, 2013. p. 951-963.

LEITE-ROSSI, L.A.; RODRIGUES, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Aquatic Macroinvertebrate Colonization Of Artificial Substrates In Low-Order Streams. **Revista Biotemas**, 28, n.3, Setembro 2015. p. 69-77.

LENNON, et al. Contribution of Rarity And Commonness to Patterns Of Species Richness. **Ecology Letters**, 7, 2004. p. 81–87.

LECCI, S.; FROEHLICH, C. G. **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo: Plecoptera**. Laboratório de Entomologia Aquática, FFCLRP, USP, 2007. Disponível em:

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_identifica%C3%A7%C3%A3o_larvas_Plecoptera.pdf>. Acesso em: 15 Jun. 2017.

LIGEIRO, ; MELO, A. ; CALLISTO, M. Spatial Scale and the Diversity of Macroinvertebrates In A Neotropical Catchment. **Freshwater Biology**, 55, 2010. p.424–435.

LIKENS, G. et al. Effect of Forest Cutting and Herbicide Treatment on Nutrient Budgets in the Hubbard Brook Watershed-Ecosystem. **Ecological Monographs - Ecological Society of America**, 40, n. 1, Jan 1970.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a Diversidade Biológica**. Curitiba: Ed. da UFPR, 2013.

MANSUR, M. C. D. Moluscos da Classe Bivalvia que Tiveram Sucesso ao se Irradiarem no Ambiente de Água Doce. **XX Encontro Brasileiro de Malacologia**. Rio de Janeiro: [s.n.]. 2007. p. 27-29.

MARIANO, R.; FROEHLICH, C.G. **Ephemeroptera**. In: Guia on-line: Identificação de Larvas de Insetos Aquáticos do Estado De São Paulo. <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>, 2007. Acesso em: 18 Jun 2018.

MATAVELLI, A. E.; MONTEIRO, R. Bromeliaceae na Apa Santuário Ecológico da Pedra Branca, Caldas, Minas Gerais. **Boletim Botânico da Universidade de São Paulo**, São Paulo, 30, n. 1, 2012. p. 5-21.

MAZÃO, G. R.; BISPO, P. D. C. The Influence of Physical Instream Spatial Variability On Chironomidae (Diptera) Assemblages In Neotropical Streams. **Limnologica**, 60, 2016. p.1-5.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 3ª ed. Dubuque: Kendall, Hunt, 1996.

MICHAT, M. C.; ARCHANGELSKY, ; BACHMANN, A. O. Generic Keys For The Identification of Larval Dytiscidae From Argentina (Coleoptera: Adepaga). **Revista de la Sociedad Entomológica - Argentina**, 67, n. 3-4, 2008. p.17-36.

MORENO, P. et al. Factors determining the Structure and Distribution of Benthic Invertebrate Assemblages In a Tropical Basin. **Neotropical Biology and Conservation**, 5, n. 3, September-december 2010.p.135-145.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. 1ª. ed. Rio de Janeiro: TECHNICAL BOOKS EDITORA, 2010. 176 p.

NALLY, R.M. ; LLOYD, N.J.; LAKE, P.S. Comparing Patterns Of Spatial Autocorrelation Of Assemblages of Benthic Invertebrates In Upland Rivers In South-Eastern Australia. **Hydrobiologia**, 571, n. 1, November 2006. p.147-156.

NOBRE, B. A.; LEITE, M. E. Monocultura do Eucalipto, Impacto Ambiental e Conflito na Bacia do Canabrava, no Norte De Minas Gerais. **Revista VITAS – Visões Transdisciplinares sobre Ambiente e Sociedade**, II, n. 4, Outubro 2012.

NOVAES, M. C. **A Integridade Ambiental e o Tamanho do Riacho Afetam a Diversidade e a Abundância de Trichoptera (Insecta) Associada ao Substrato Rochoso em Riachos De Montanha?** (Dissertação de Mestrado), Ribeirão Preto, 2010. 56p.

NOVAES, M. C. **Diversidade de Perlidae (Plecoptera) da Região Sul do Brasil**. (Tese de Doutorado) Ribeirão Preto: Universidade do Estado de São Paulo, 2014.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

- OLIVEIRA, A. L. H. D.; NESSIMIAN, J. L. Spatial Distribution And Functional Feeding Groups of Aquatic Insect Communities In Serra Da Bocaina Streams, Southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 22, n. 4, 2010. p. 424-441.
- OLIVEIRA, A. D. et al. Avaliação da Retenção de Sedimentos pela Vegetação Ripária pela Caracterização Morfológica e Físico-Química do Solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 14, n. 12, 2010. p.1281-1287.
- OLIVEIRA, E. et al. Ocorrência de Bivalves do Gênero *Musculium* Link, 1807 (Mollusca, Bivalve, Sphaeriidae) no Parque Estadual de Vila Velha, Paraná, Brasil, com Notas da Biologia da População. In: **CARPANEZZI, O. T. B.; CAMPOS, J. B. Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais de Vila Velha, Cerrado e Guartelá**. [S.l.]: Uma publicação do Instituto Ambiental do Paraná, 2011. 374 p.
- PACIENCIA, G. D. P. et al. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em Corredeiras de Riachos do Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo. **EntomoBrasilis**, 4, n. 3, 2011. p.114-118.
- PADIAL, A. et al. Dispersal Ability Determines the Role of Environmental, Spatial and Temporal Drivers of Metacommunity Structure. **PLOS ONE**, 9, n. 10, October 2014.
- PAULA LIMA, W.; BARBIN, D. Efeito De Plantações De Eucalyptus E Pinus Sobre A Qualidade Da Água Da Chuva. **Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais - IPEF**, 1975. p. 23-35.
- PAULA, M. C.; FONSECA-GESSNER, A. A. Macroinvertebrates in Low-Order Streams in Two Fragments of Atlantic Forest in Different States of Conservation, In The State Of São Paulo (Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 70, October 2010. p. 899-909.
- PAULA-BUENO, M. C.; FONSECA-GESSNER, A. A. Coleoptera associated with macrophytes of the Genus *Salvinia* in Four Oxbow Lakes in Two River Basins in Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 75, n. 4, 2015. p. 108-118.
- PEREIRA, B. W. D. F. et al. Uso da Terra e Degradação na Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Peixe-Boi, Pa, Brasil. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, 11, n. 2, Fev. 2016.
- PEREIRA, et al. Bivalve Distribution In Hydrographic Regions In South America: Historical Overview And Conservation. **Hydrobiologia**, 735, n.1 July 2013.
- POZO, J. et al. Inputs of Particulate Organic Matter to Streams With Different Riparian Vegetation. **Journal of the North American Benthological Society**, 16, n. 3, 1997. p. 602-611.
- POZO, J. et al. Afforestation with *Eucalyptus globulus* and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. **Hydrobiologia**, 373/374, n.101, 1998. p.101-109.
- RÁDKOVÁ, V. et al. Environmental Filtering of Aquatic Insects in Spring Fens: Patterns of Species-Specific Responses Related to Specialist-Generalist Categorization. **Hydrobiologia**, 797, April 2017. p.159-170.
- RAMÍREZ, A. Capítulo 5: Odonata. **Revista de Biología Tropical**, 58, n. 4, Dec 2010. p.97-136.
- RESTELLO, M. et al. Composition And Diversity of The Chironomidae In Subtropical Streams: Effects of Environmental Predictors And Temporal Analysis. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 3, n. 26, 2014. p. 215-226.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

- REZENDE, M. G. et al. Flora Vascular da Serra da Pedra Branca, Caldas, Minas Gerais e Relações Florísticas com Áreas de Altitude Da Região Sudeste Do Brasil. **Biota Neotrópica**, 13, n. 4, 2013. p.201-224.
- ROQUE, F. O. et al. Deconstructing Richness Patterns By Commonness And Rarity Reveals Bioclimatic And Spatial Effects In Black Fly Metacommunities. **Freshwater Biology**, 61, n.6, April 2016. p.923-932
- ROQUE, F. O. et al. Idiosyncratic Responses of Aquatic And Terrestrial Insects to Different Levels Environmental Integrity in Riparian Zones in a Karst Tropical Dry Forest Region. **Austral Entomology**, 56, n. 4, Janeiro 2017. p. 459-465.
- SAITO, V. S.; FONSECA-GESSNER, A. A. Taxonomic composition and feeding habits of Chironomidae in Cerrado streams (Southeast Brazil): impacts of land use changes. **Acta Limnológica Brasiliensia**, 26, 2014. p. 35-46.
- SAITO, V.; SIQUEIRA, T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Should Phylogenetic and Functional Diversity Metrics Compose Macroinvertebrate Multimetric Indices for Stream Biomonitoring? **Hydrobiologia**, 745, 2015. p. 167–179.
- SAITO, V. S. et al. Dispersal Traits Drive The Phylogenetic Distance Decay of Similarity in Neotropical Stream Metacommunities. **Journal of Biogeography**, 42, n. 11, 2015. p. 2101-2111.
- SALLES, et al. As Espécies de Ephemeroptera (Insecta) Registradas Para o Brasil. **Biota Neotropical**, 4, n. 2, 2004.
- SALVARREY, A. V. et al. The Influence of Natural and Anthropic Environmental Variables on the Structure and Spatial Distribution Along Longitudinal Gradient of Macroinvertebrate Communities In Southern Brazilian Streams. **Journal of Insect Science**, 14, n. 13, 2014. p.1-23.
- SCHIAVETT, A.; CAMARGO, A. **Conceitos de Bacias Hidrográficas Teorias e Aplicações**. Ilhéus: [s.n.], 2002. 293 p.
- SEGURA, M. O.; FONSECA-GESSNER, A. A.; TANAKA, M. O. Composition and Distribution of Aquatic Coleoptera (Insecta) in Low Order Streams in The State Of São Paulo, Brazil: Influence of Environmental Factors. **Acta Limnológica Brasiliensia**, 19, n. 3, 2007. p.247-256.
- SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chave de famílias de Coleóptera Aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrópica**, 11, n.1, Fevereiro 2011. p. 393-412.
- SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Elmidae (Coleoptera, Byrrhoidea) Larvae in the State of São Paulo, Brazil: Identification Key, New Records and Distribution. **ZooKeys**, Dezembro 2011. p. 53-74.
- SEIDU, et al. Odonata Community Structure and Patterns Of Land Use in The Atewa Range Forest Reserve, Eastern Region (Ghana). **International Journal of Odonatology**, 20, n. 3–4, 2017. p. 173–189.
- SENSOLO, D. Influence of Landscape on Assemblages of Chironomidae In Neotropical Streams. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, 48, 2012. p. 391–400.
- SHURIN, J. ; COTTEINIE, K.; HILLEBRAND, H. Spatial Autocorrelation And Dispersal Limitation In Freshwater Organisms, **Oecologia**, 159, 2009. p. 151–159.
- SIEGLOCH, A. E. et al. Effect of Land Use on Mayfly Assemblages Structure In Neotropical Headwater Streams. **Annais Da Academia Brasileira de Ciências**, Out. 2014.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

- SILVA, A. L. et al. Connecting the Litterfall Temporal Dynamics and Processing of Coarse Particulate Organic Matter In A Tropical Stream. **Marine and Freshwater Research**, 68, October 2016.
- SILVEIRA, M. P. et al. Application of Biological Measures For Stream Integrity Assessment In South-East Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 101, 2005. p.117–128.
- SIMÕES, R. I. **Comunidade de Moluscos Bentônicos na Área de Abrangência da Usina Hidrelétrica de Dona Francisca, Rio Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil: fase de Pré e Pós Enchimento do Reservatório.** (Dissertação de Mestrado) Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002.
- SIQUEIRA, T. et al. Common and Rare Species Respond to Similar Niche Processes In macroinvertebrate Metacommunities. **Ecography**, 35, n. 2, 2011. p.1-10.
- SIQUEIRA, T.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Diversidade de Chironomidae (Diptera) em Dois Córregos de Baixa Ordem na Região Central do Estado de São Paulo, Através da Coleta de Exúvias de Pupa. **Revista Brasileira de Entomologia**, 49, n. 4, Dezembro 2005. p.531-534.
- SOUZA, M. D.; GASTALDINI, M. D. C.. Avaliação da Qualidade da Água em Bacias Hidrográficas Com diferentes Impactos Antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 19, n. 3, jul/set 2014. p.263-274.
- SPRINGER, M. **Capítulo 7: Trichoptera.** **Revista de Biologia Tropical**, San Pedro de Montes de Oca, 58, n. 4, Dezembro 2010. p.151-198.
- SURIANO, M. T. **Macroinvertebrados em Córregos de Baixa Ordem Sob Diferentes usos do Solo no Estado de São Paulo: Subsídios para o Biomonitoramento.** (Tese de Doutorado), São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, v. 2008. 127f. p.
- SURIANO, M. T. et al. Choice of Macroinvertebrate Metrics to Evaluate Stream Conditions In Atlantic Forest, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 175, n. 1-4, April 2011. p.87-101.
- SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chironomidae (Diptera) Larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo state, Brazil. **Acta Limnológica Brasiliensia**, 16, n. 2, 2004. p.129-136.
- SZABÓÁ, S.; TÚRIA, Z. ; MÁRTONBA, M. Factors biasing the correlation structure of patch level landscape metrics. **Ecological Indicators**, 36, 2014. p.1-10.
- TAKEBE, I. V. **Efeitos dos Fatores Ambientais Sobre a Fauna De Ephemeroptera (Insecta) Em Riachos da Serra de Paranapiacaba, Sudeste do Brasil.** (Dissertação de Mestrado), Ribeirão Preto, Universidade do Estado de São Paulo, 2009.
- TEODORO, V. L. et al. O Conceito de Bacia Hidrográfica e a Importância da Caracterização Morfométrica para o Entendimento da Dinâmica Ambiental Local. **Revista Uniarara**, Araraquara, 20, 2007.
- TONI, K. et al. Integridade da Paisagem e Sua Influência Sobre a Composição da Comunidade de Chironomidae (Diptera) Em Riachos De Pequena Ordem. **Ecología Austral**, 24, n. 3, 2014.
- TONIN, A. et al. Plant Litter Dynamics in The Forest-Stream Interface: Precipitation is a Major Control Across Tropical Biomes. **Scientific Reports**, October 2017.
- TONKIN, D. et al. The Role of Dispersal in River Network Metacommunities: Patterns, Processes, And Pathways. **Freshwater Biology**, 63,n.1, October 2017.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae. Guia de identificação.** São Carlos: [s.n.], 2011. 371 p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, M. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VALENTE, M. L. **Alteração nas Características Físico-químicas e Biológicas da Água com a Introdução de Silvicultura de Eucalipto em Microbacias na região do Pampa-RS.** (Dissertação de Mestrado). Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2013. 148 p.

VALENTE-NETO, et al. The Effect of Riparian Deforestation on Macroinvertebrates Associated With Submerged Woody Debris. **Aquatic Ecology**, 49, 2015. p. 115-125.

VANNOTE, et al. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37, 1980. p. 130-137.

VELLEND, M. Conceptual Synthesis In Community Ecology. **The Quarterly Review of Biology**, 85, n. 2, Jun 2002.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses.** Third. ed. New York: [s.n.], 2000. 430 p.

WOJCIECHOWSKI, et al. Latin American Scientific Contribution to Ecology. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, n. 4, Outubro 2017.

XIAO, R. et al. Multi-Scale Analysis of Relationship Between Landscape Pattern and Urban River Water Quality In Different Seasons. **Nature**, May 2016.

YOKOYAMA, E. **Macroinvertebrados Aquáticos Associados ao Folhido em Riachos de Mata Atlântica.** (Tese de Doutorado). Ribeirão Preto: Universidade de São Paulo, v. 2012.

ZILLI, F. L.; MARCHESE, M. R. Patterns in Macroinvertebrates Assemblages at Different Spatial Scales: Implications of Hydrological Connectivity in a Large Floodplain River. **Hydrobiologia**, 663, December 2010. p. 245-257.

**Capítulo 2. Influência do Componente Ambiental e Espacial sobre a
Estruturação de Metacomunidades Inseridas em Riachos de Altitude**

1 INTRODUÇÃO

Metacomunidades são constituídas por conjuntos de comunidades adjacentes, conectadas entre si por meio de processos dispersivos migratórios que garantem a variação genética, taxonômica e composicional entre as comunidades (LEIBOLD *et al.*, 2004). Esta perspectiva de sistemas abertos, com fluxos de energia e matéria, nos permite análises mais realistas e predições sobre o conjunto de fatores integrados que atuam na dinâmica estrutural e composicional das comunidades.

Os esforços mais recentes para explicar o padrão de distribuição das espécies no espaço, concentraram-se sobre duas teorias, a teoria de nicho proposta por Hutchinson (1957) e teoria neutra de Hubbell (2006) (TONKIN, HEINO e ALTERM, 2018). De acordo com Hutchinson (1957), apenas mecanismos unicamente relacionados com o ambiente determinam a distribuição dos táxons no espaço. Em contraponto, (HUBBELL, 2006) postula que as espécies são equivalentes ecológicas com as mesmas chances de colonização e sucesso. Um ponto crucial da dicotomia entre as duas teorias é que ambas são capazes de explicar padrões encontrados na natureza, porém invocam mecanismos completamente diferentes. Para a teoria do nicho, as diferenças entre as espécies são fundamentais para explicar as diferenças e as similaridades entre as comunidades no espaço, já para a teoria neutra, o simples acaso é capaz de gerar os mesmos padrões.

Para analisarmos as metacomunidades e os processos por meio dos quais elas se distribuem e persistem, é preciso também considerar a regra da geografia, a qual postula que objetos mais próximos tendem a ter maior similaridade do que objetos mais distantes (TOBLER, 1970), ou seja, em metacomunidades, comunidades mais próximas devem ter composições mais similares. Assim, as autocorrelações espaciais podem mascarar alguns padrões ecológicos modelados pelo ambiente. Por exemplo, é possível se inflacionar o grau de similaridade entre comunidades geograficamente mais próximas entre si, e deflacionar o contrário, ao se desconsiderar as frações autocorrelacionadas espacialmente. Dessa forma, é perceptível que a escala espacial de abordagem também constitui um elemento importante para se detectar padrões ecológicos (LEIBOLD *et al.*, 2004; TONKIN, HEINO e ALTERM, 2018). Esta premissa é relevante principalmente em ambientes aquáticos continentais. Enquanto em ambientes lênticos o próprio lago/lagoa constitui uma boa unidade de estudo, em ambientes lóticos esta padronização

não é possível, pois riachos caracterizam-se por alta heterogeneidade ambiental e são totalmente dependentes dos recursos alóctones (ALLAN, 2004). Ainda, muitos constituem-se redes (TONKIN, HEINO e ALTERM, 2018) que se comportam como ilhas desconectadas pela matriz fragmentada do entorno (BILTON, FREELAND e OKAMURA, 2001; ALEMU, *et al.*, 2017; TONKIN *et al.*, 2017). O sucesso de colonização e persistência de insetos aquáticos nesses sistemas pode depender de fatores relacionados ao ambiente, ao espaço e também às características biológicas intrínsecas dos grupos taxonômicos, ou ainda, pode ser totalmente randômico e indetectável (BILTON, FREELAND e OKAMURA, 2001; POFF *et al.*, 2006; SIQUEIRA *et al.*, 2012; SAITO, SIQUEIRA e FONSECA-GESSNER, 2015; HEINO *et al.*, 2016; TONKIN *et al.*, 2017; TONKIN, HEINO e ALTERM, 2018).

As comunidades de insetos aquáticos em riachos englobam diferentes clados que compõem um gradiente de espécies, no qual podemos esperar que sejam mais, ou menos influenciados pelos diferentes processos, em diferentes escalas espaciais (VANNOTE *et al.*, 1980; TER BRAAK e PRENTICE, 1988; ALLAN, 1997; ALLAN, 2004; CHAVE, 2013). Por exemplo, a capacidade dispersiva de insetos aquáticos está diretamente relacionada ao seu tamanho e voltinismo (SAITO *et al.*, 2015), sendo que grupos como Odonata, por exemplo, são potencialmente bons controladores do próprio voo (POFF *et al.*, 2006; SAITO, SIQUEIRA e FONSECA-GESSNER, 2015), e, portanto, fracamente limitado pelo espaço (TONKIN *et al.*, 2017), enquanto que Ephemeroptera e Diptera não são bons em direcionar os seus voos e, portanto, potencialmente mais limitados pelas distâncias entre riachos e bacias hidrográficas. Além disso, alguns grupos são limitados pelas condições dos riachos, como os Plecoptera e Trichoptera (SIQUEIRA *et al.*, 2012; SAITO, SIQUEIRA e FONSECA-GESSNER, 2015), cujas larvas possuem grande sensibilidade ao oxigênio dissolvido e substrato em comparação com outros grupos de insetos, que são mais generalistas e se adaptam a ambientes com grande diversidade de condições (e.g. muitos gêneros de Chironomidae). Assim sendo, a estruturação das metacomunidades de invertebrados aquáticos pode ser influenciada por processos diferentes, como a filtragem ambiental e a dispersão das espécies entre os sítios, em diferentes escalas espaciais e também pela história evolutiva das espécies que as compõem (BILTON, FREELAND e OKAMURA, 2001; SHURIN, COTTEINIE e HILLEBRAND, 2009; HEINO *et al.*, 2017; TONKIN, HEINO e ALTERM, 2018). Os processos dispersivos não são

aleatórios para a maioria dos grupos e são compostos por estratégias finamente ajustadas à sua biologia e às escalas da paisagem, conforme demonstrado por Padial *et al.* (2014). Assim, abordagens ecológicas recentes incluem também os traços funcionais biológicos dos táxons (REYNOLDS *et al.*, 2002; FINN e POFF, 2005; POFF *et al.*, 2006; SAITO *et al.*, 2015) na tentativa de utilizá-los como *proxies* para detectar processos dispersivos em metacomunidades.

Desta forma, e acreditando nos possíveis *trade-offs* delineadores das possibilidades que determinam a persistência dos insetos aquáticos em riachos, investigamos o quanto os componentes ambientais e espaciais podem influenciar individualmente as metacomunidades, associando-as com alguns traços funcionais determinados para os grupos selecionados. Utilizamos para isto a escala geográfica de sub-bacia hidrográfica em uma região no sudeste brasileiro. A região de estudo constitui uma área particularmente interessante para se explorar as relações entre as síndromes dos traços com gradientes ambientais quantificáveis, conforme sugerido por Poff *et al.* (2006) relacionando-os com os processos metacomunitários. As elevadas altitudes registradas nas montanhas que compõem as bordas circundantes do Planalto de Poços de Caldas, confinam a malha hidrográfica internamente, o que pode promover o isolamento geográfico da biota aquática residente das demais do sudeste brasileiro, atenuando as interferências externas sobre essas comunidades. Riachos de baixa ordenação, devido à sua insularidade, podem promover naturalmente maiores dissimilaridades composicionais na fauna, e assim, realçar os fatores relacionados aos traços funcionais dos grupos taxonômicos, como por exemplo, a capacidade dispersiva (FINN e POFF, 2005).

Considerando a forte associação entre os traços relacionados ao padrão dispersivo e a resiliência ambiental para os táxons (POFF *et al.*, 2006), e, utilizando os dados de (SAITO *et al.*, 2015) para habilidade dispersiva e os dados de (POFF *et al.*, 2006) para o traço indicativo de resiliência ambiental, elaboramos as seguintes hipóteses: *H1*: insetos aquáticos considerados medianos a bons dispersores responderiam mais ao componente ambiental, em igual importância entre micro, meso e macroescala, do que ao componente espacial, pois esses grupos podem se dispersar mais facilmente e ativamente pela matriz selecionando seus locais de postura. Ao contrário, táxons com menor potencial dispersivo responderiam de maneira mais aguda ao componente espacial (que pode ser um fator limitante) e à microescala (variáveis

limnológicas) do componente ambiental; *H2*: considerando o grau de tolerância dos diferentes táxons às variações ambientais, acreditamos que aqueles mais sensíveis responderiam mais ao componente ambiental do que os táxons considerados mais tolerantes. Ainda, ao associarmos os traços biológicos, acreditamos que aqueles insetos com menor capacidade de dispersão e mais sensíveis, apresentariam alta e igual influência dos dois componentes (ambiental e espacial). E, aqueles com pouca capacidade de dispersão e mais tolerantes (pouco sensíveis), teriam maior influência do espaço e menor do ambiente.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A região do Planalto de Poços de Caldas constitui uma região cientificamente interessante para se testar padrões metacomunitários. Devido às bordas que formam o planalto apresentarem maiores altitudes do que a região central, formato circular e as redes de drenagens se concentrarem todas internamente, não recebem nenhum tributário externo e, as comunidades de invertebrados aquáticos podem estar mais sujeitas aos processos de isolamento geográfico e evidenciar alguns padrões metacomunitários e processos ecológicos estruturadores. As altitudes nos locais de coleta variaram entre 1155 a 1424 metros. No entanto, nas linhas de cimeira da borda do planalto estas altitudes podem chegar a 1700 metros. Assim, delimitamos três sub-bacias hidrográficas inseridas no Planalto de Poços de Caldas, com alguns aspectos morfométricos semelhantes entre si, porém sob impactos ambientais diferenciados. As sub-bacias se dispõem longitudinalmente de sudeste para noroeste no Planalto, conforme Figura 1.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

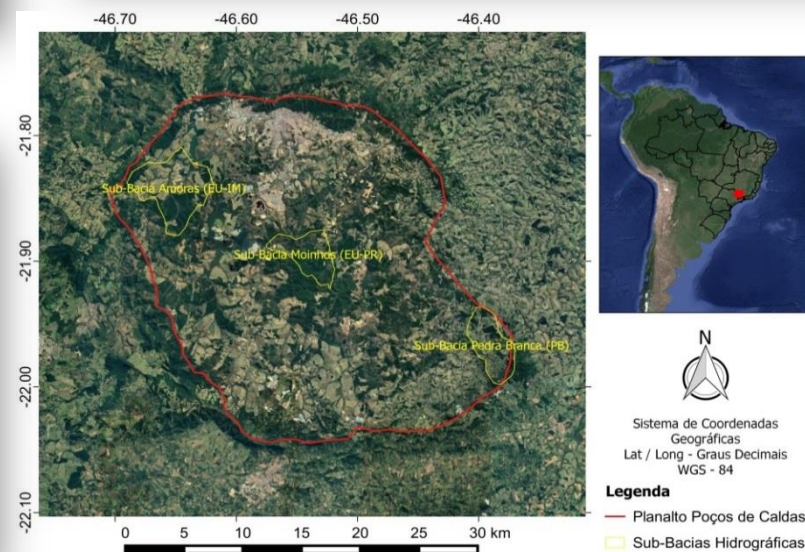


Figura 1. Imagens das três sub-bacias hidrográficas no contexto do Planalto de Poços de Caldas – MG. Fonte: Imagens Google Earth.

A sub-bacia com plantações de eucaliptos e parte de vegetação preservada localiza-se na região mais central do Planalto de Poços de Caldas e está sob influência de monocultivos de eucaliptos em maior escala, porém com práticas conservacionistas evidentes, como a manutenção das matas de galeria. Convencionamos denominá-la EU-PR (eucalipto preservada). A Sub-bacia com monocultura extensiva de eucaliptos e sem vegetação nativa portanto mais impactada, está localizada a noroeste do planalto e apresenta feições mais diversificadas de usos da terra, também com plantios de eucaliptos, porém sem práticas conservacionistas como àquelas adotadas em EU-PR. Convencionamos denominá-la EU-IM (eucalipto impactada). A sub-bacia com feições nativas e preservada localiza-se ao sudeste do planalto, sendo esta área considerada a com melhor qualidade ambiental entre as três e concentra as maiores porcentagens de vegetação nativa. Convencionamos denominá-la NA-PR (natural preservada).

2.2 Coleta e processamento do material biológico

Amostramos 26 riachos de baixa ordem, conforme classificação proposta por Strahler (1957), distribuídos entre as três sub-bacias, sendo oito riachos na sub-bacia EU-PR, sete riachos na sub-bacia EU-IM e 11 riachos na sub-bacia NA-PR.

Em cada riacho foram coletados invertebrados aquáticos em réplicas amostrais com amostrador tipo Surber e réplicas amostrais de 20 segundos com uma rede D (ambos equipamentos com malha de 250µm de abertura), explorando-se a maior variedade possível de mesohabitats identificados *in loco*. A identificação taxonômica foi feita até o nível de gênero com o auxílio de chaves taxonômicas e consulta a especialistas (MERRITT e CUMMINS, 1996; EPLER, 2001; BENETTI, CUETO e FIORENTIN, 2003; SALLES *et al.*, 2004; HECKMAN, 2006; LECCI E FROEHLICH, 2007; MARIANO E FROEHLICH, 2007; MICHAT, ARCHANGELSKY e BACHMANN, 2008; DOMINGUEZ E FERÁÑDEZ, 2009; MUGNAI *et al.*, 2010; RAMÍREZ, 2010; SPRINGER, 2010; TRIVINHO-STRIXINO, 2011; BRAUN *et al.*, 2014; HAMADA *et al.*, 2014). Os exemplares que apresentaram perda de estruturas morfológicas, foram identificados até o menor nível taxonômico possível. Para testarmos nossa hipótese selecionamos da fauna total de invertebrados aquáticos coletada, apenas os insetos, das seguintes ordens: Odonta, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera (gerais),

Chironomidae, Hemiptera, Megaloptera, Coleoptera, pois além de ser o grupo mais abundante na fauna de invertebrados em ambiente aquático, possuem fase larval aquática (a qual permite predições sobre respostas à qualidade ambiental) e adulta alada (na qual se dispersam pela matriz permitindo predições sobre processos dispersivos).

2.3 Variáveis ambientais e escalas de abordagem

As matrizes de dados ambientais foram construídas à partir do agrupamento das variáveis ambientais em micro, meso e macroescala, de acordo com a sua atuação sobre o sistema considerado (riacho). Na microescala consideramos as variáveis limnológicas e estruturais intrínsecas aos riachos: pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura, condutividade elétrica, vazão, potencial redox, morfologia do canal, porcentagem de matéria orgânica fina e grossa, granulometria do sedimento dos riachos e porcentagens de rápidos e corredeiras. Utilizamos para obtenção desses dados, uma sonda multiparâmetros e a vazão foi calculada de acordo com Wetzel & Likens (2000), ambos *in loco*, em cinco repetições, com o propósito de garantir a minimização de efeitos aleatórios sobre os resultados. Para a caracterização hidrológica do canal, no trecho analisado, a porcentagem de rápidos, corredeiras e remansos foram quantificados visualmente de acordo com protocolo de caracterização ambiental (CALLISTO, *et al.*, 2002) e Protocolo do Projeto Biota Fapesp – ANEXO I). Coletamos amostras de sedimento do leito dos riachos para posterior determinação de frações granulométricas e porcentagem de matéria orgânica (DOMINGUEZ e FERÁNDEZ, 2009). Para eliminarmos o efeito da pluviosidade sobre a comunidade, realizamos as coletas no período de menores precipitações (maio – agosto de 2015).

Na mesoescala quantificamos as tipologias dos usos do solo no entorno próximo aos riachos, no *buffer* de 100 metros e transformamos os valores em porcentagens.

Na macroescala quantificamos as tipologias dos usos do solo da sub-bacia como um todo e transformamos os valores obtidos em porcentagens. Consideramos também na macroescala a ordenação do riacho e a altitude do ponto de coleta. Esta quantificação dos usos da terra nas sub-bacias foi realizado com o auxílio de imagens de satélite do software Google Earth e validação das feições detectadas em campo, e, as altitudes medidas por meio de Global Position System - GPS.

2.4 Variáveis espaciais

A matriz de dados espaciais foi construída à partir das coordenadas geográficas dos locais de coleta que foram obtidas em campo, por meio de equipamento Global Position System - GPS.

2.5 Análises de dados biológicos, ambientais e espaciais

Optamos por não excluir nenhum táxon identificado (raro ou abundante) buscando uma maior acuidade dos resultados, conforme sugerido por Siqueira e Bini *et al.* (2011). Os valores obtidos das variáveis ambientais nas três escalas, e as espaciais foram transformados em $\log X + 1$ para equalização das diferentes unidades de medidas e amenização da amplitude entre os valores extremos.

Aplicamos um modelo de regressão multivariado para análise direta de gradiente (Análise de Redundância), com seleção *stepwise* das variáveis ambientais, agrupadas nas diferentes escalas (micro, meso e macro) (BORCARD, GILLET e LEGENDRE, 2011). Este modelo testou quais variáveis ambientais foram significativas e em que escala, para cada grupo taxonômico individualmente. Para esta análise, a matriz de dados biológicos foi transformada pela métrica de Hellinger conforme sugerido por (LEGENDRE e GALLAGHER, 2001; BORCARD, GILLET e LEGENDRE, 2011).

Após essa etapa, aplicamos uma Análise de Redundância Parcial- RDAP para verificarmos as correlações entre as matrizes de dados ambientais significativos (selecionados por *stepwise*) \times matriz de distância espacial (construída à partir das coordenadas geográficas dos locais de amostragem) \times dados biológicos individualizados (cada grupo taxonômico) conforme proposto por (BORCARD, 1992). O objetivo desta análise foi verificar se as comunidades residentes são mais influenciadas pelo componente ambiental e em que escalas, ou pela distância geográfica entre elas. Ou mesmo, se não há nenhuma explicação por estes componentes, isto é, a ocorrência dos grupos é estocástica e não pode ser explicada pelo modelo construído (BORCARD, GILLET e LEGENDRE, 2011). Para esta análise, a matriz de abundância dos dados

biológicos foi transformada pela métrica de Hellinger conforme sugerido por (LEGENDRE e GALLAGHER, 2001; BORCARD, GILLET e LEGENDRE, 2011).

Por fim, aplicamos uma análise de regressão linear generalizada para os resultados obtidos na RDA-p, para verificarmos se há correlação entre os componentes ambiental e espacial, utilizando os resultados separados para cada grupo taxonômico analisado. Os táxons para os quais não encontramos definições dos traços biológicos nas literaturas citadas, utilizamos o mesmo traço atribuído à maioria dos demais membros, mais próximos taxonomicamente, conforme (POFF *et al.*, 2006).

Para todas as análises estatísticas aplicadas e a tabulação de dados foram usados os softwares R: *A Language and Environment for Statistical Computing* (R CORE TEAM, 2017) - *Package vegan: Community Ecology Package* (JARI OKSANEN, 2017), *Past 3.0* e o *software Office, Microsoft Excel*.

3 RESULTADOS

3.1 A qualidade ambiental nas Sub-bacias

As três sub-bacia hidrográfica mostraram-se diferenciadas e a Figura 2 demonstra como as variáveis medidas contribuíram para a variabilidade ambiental detectada nos dados analisados, nas diferentes escalas espaciais de abordagem

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

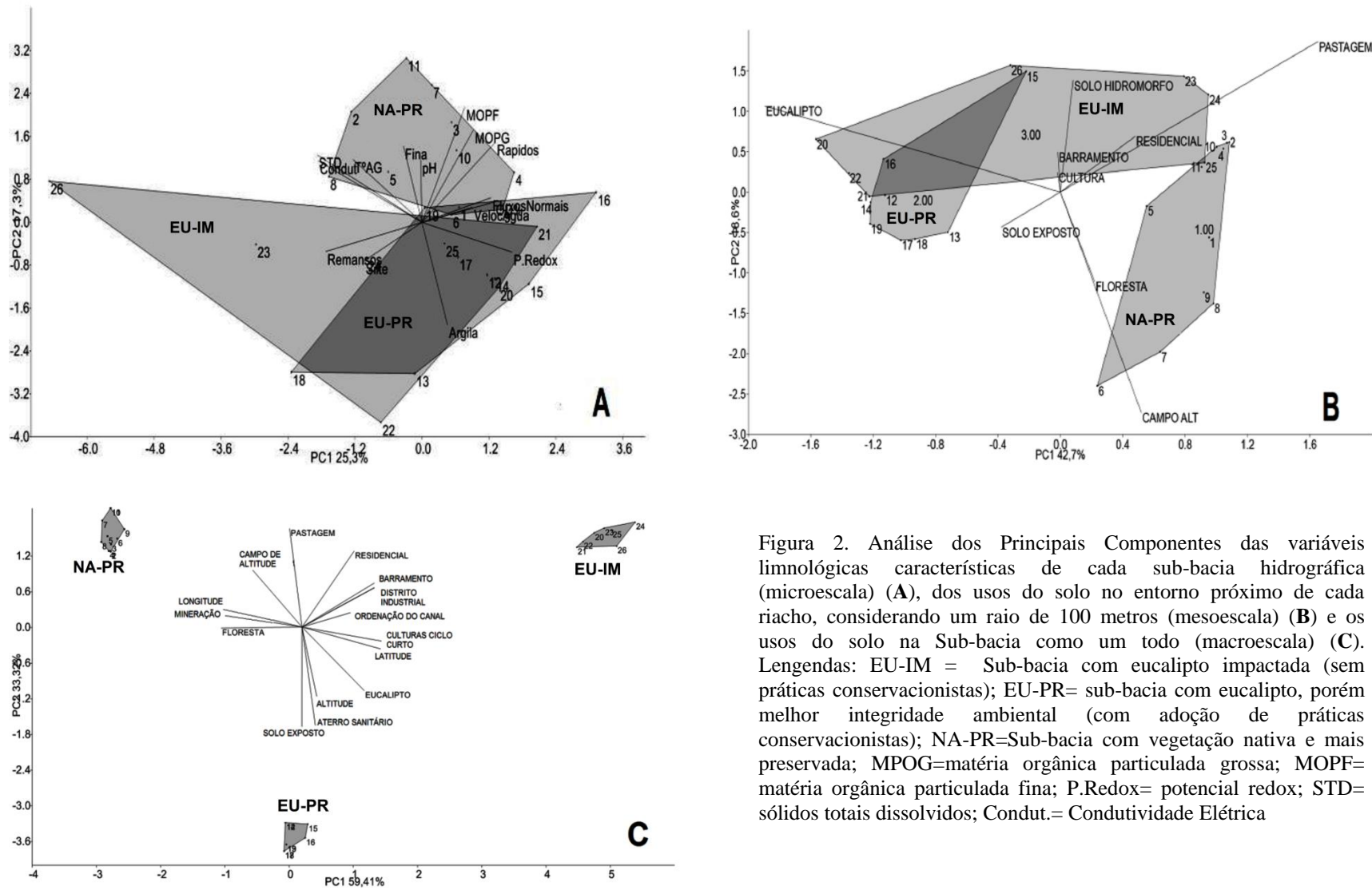


Figura 2. Análise dos Principais Componentes das variáveis limnológicas características de cada sub-bacia hidrográfica (microescala) (A), dos usos do solo no entorno próximo de cada riacho, considerando um raio de 100 metros (mesoescala) (B) e os usos do solo na Sub-bacia como um todo (macroescala) (C). Legendas: EU-IM = Sub-bacia com eucalipto impactada (sem práticas conservacionistas); EU-PR= sub-bacia com eucalipto, porém melhor integridade ambiental (com adoção de práticas conservacionistas); NA-PR=Sub-bacia com vegetação nativa e mais preservada; MPOG=matéria orgânica particulada grossa; MOPF= matéria orgânica particulada fina; P.Redox= potencial redox; STD= sólidos totais dissolvidos; Condut.= Condutividade Elétrica

De modo geral, percebemos que em microescala (variáveis limnológicas) os riachos apresentaram-se com menor variabilidade e mais próximos entre si, inclusive com valores sobrepostos entre riachos, para algumas variáveis das sub-bacia EU-PR e NA-PR. No entanto, a sub-bacia EU-IM apresentou maior dispersão nos dados e maior variabilidade entre os riachos que se correlacionaram com remansos e silte no sedimento. Os riachos inseridos na sub-bacia dos EU-PR foram caracterizados principalmente por maiores valores de potencial redox e argila no sedimento. Riachos da NA-PR caracterizaram-se por apresentar sedimento com maiores teores de matéria orgânica particulada (fina e grossa) e areia fina, e águas com menor acidez que as demais sub-bacias, além de corredeiras bem desenvolvidas.

Na mesoescala percebemos que a sub-bacia mais preservada (NA-PR) se distanciou das demais, que compartilharam condições mais semelhantes entre si. As variáveis de usos do solo no entorno próximo que mais influenciaram os riachos em NA-PR foram as formações florestais e os campos rupestres de altitude, ambas feições nativas. EU-PR foi caracterizada principalmente por plantios de eucalipto e solo exposto e EU-IM foi caracterizada na mesoescala principalmente por pastagens e solo hidromorfo (solo de áreas alagadas, próximas aos cursos d'água, porém sem cobertura vegetal).

Na macroescala as sub-bacias diferiram completamente entre si evidenciando melhor o gradiente de qualidade ambiental. NA-PR foi caracterizada principalmente pela mineração que sobressaiu as feições de usos natural nesta sub-bacia. EU-PR caracterizou-se na macroescala pela presença de solo exposto, aterro sanitário, altitude e eucalipto. A paisagem da sub-bacia EU-IM foi caracterizada por usos do solo mais diversificados com destaque para os barramentos, as culturas de ciclo curto e distrito industrial.

3.2 Ambiente ou espaço – qual componente foi determinante?

A partição da variância explicada pelo modelo de regressão multivariado demonstrou maior contribuição do componente ambiental e menor do componente espacial, em todas as condições testadas, mas em diferentes intensidades sobre os táxons analisados conforme Figura 3.

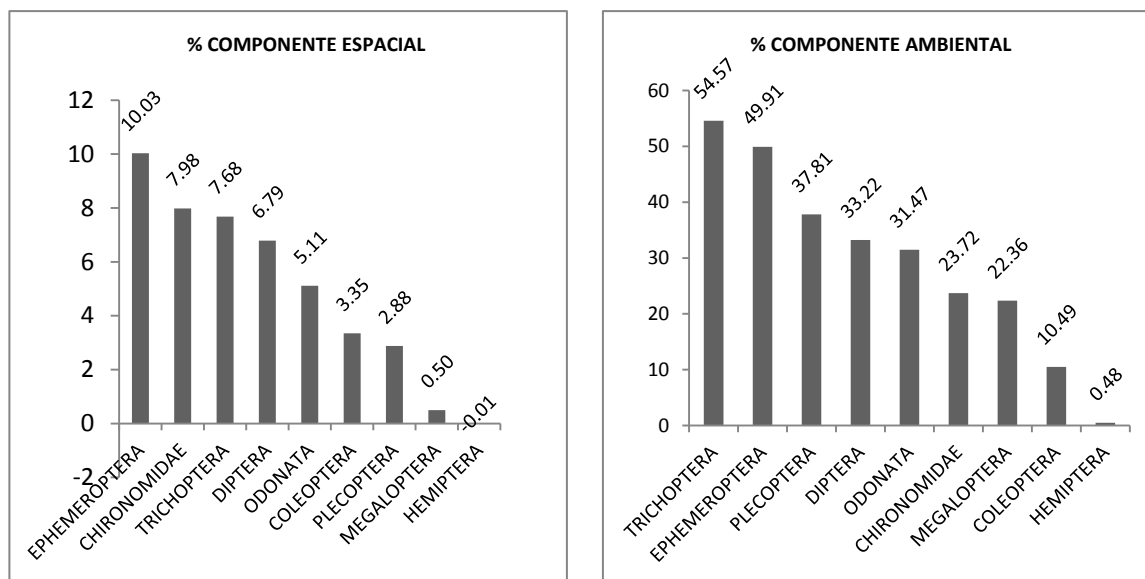


Figura 3. Variância particionada entre os componentes ambiental e espacial por táxons e respectivas porcentagens.

Considerando apenas o componente ambiental, percebemos que os táxons Ephemeroptera e Trichoptera foram mais influenciados (4° quartil), enquanto Coleoptera e Hemiptera foram os menos influenciados (1° quartil). Considerando o componente espacial puro percebemos que Ephemeroptera e Chironomidae (4° quartil) foram mais influenciados e Plecoptera, Megaloptera e Hemiptera (1° quartil) foram os menos influenciados.

Considerando as escalas de abordagem das variáveis ambientais, percebemos que elas atuaram com diferentes intensidades sobre os clados. A Tabela 1 sintetiza as escalas de interferência e suas variáveis explicativas, por categoria taxonômica:

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Tabela 1. Modelos ajustados (significativos; $p < 0,001$) e porcentagens de explicação, com as variáveis ambientais significativas ($p < 0,001$) selecionadas e a escala de influência sobre os grupos taxonômicos para toda a região do Planalto de Poços de Caldas (desconsiderando as sub-bacias). ns= nenhuma variável significativa.

TÁXON	VARIÁVEIS AMBIENTAIS EM MICRO, MESO E MACROESCALA							VARIÁVEIS ESPACIAS		
	Variáveis significativas	% EXPLIC.	Variáveis significativas	% EXPLIC.	Variáveis significativas	% EXPLIC.	% TOTAL AMBIENTAL	% EXPLIC. ESPACIAL (puro)	MODELO AJUSTADO	% EXPLIC. MODELO AJUSTADO
	MICROESCALA	(Puro)	MESOESCALA	(Puro)	MACROESCALA	(Puro)				
TRICHOPTERA	condutividade, OD, %OD, MPOF	23.85	barramento, pastagem, floresta	18.85	barramento, altitude	11.87	54.57	7.68	MICRO + MESO + ESPAÇO	42.93
PLECOPTERA	remansos, areia grossa	31.39	n.s	0.00	barramento	6.42	37.81	2.88	MICRO + MACRO	34.95
DIPTERA	sólidos totais dissolvidos	15.65	pastagem, eucalipto	8.38	mineração, cultura rotativa, eucalipto, floresta, campo altitude	9.19	33.22	6.79	MICRO + MESO + MACRO + ESPAÇO	30.63
ODONATA	temperatura, potencial redox, vazão, rápidos, argila	16.10	eucalipto, solo hidromorfo, barramento	10.21	mineração, cultura rotativa, eucalipto, floresta, campo altitude	5.16	31.47	5.11	MICRO + MESO + ESPAÇO	27.14
EPHEMEROPTERA	temperatura, fluxos normais	10.63	eucalipto, residencial, solo hidromorfo, barramento	23.48	eucalipto, floresta	15.80	49.91	10.03	MESO + MACRO + ESPAÇO	26.90
CHIRONOMIDAE	fluxos normais, argila, velocidade agua	8.75	camp.alt, floresta, solo hidromorfo, barramento	7.60	cultura rotativa, mineração, floresta, industria, eucalipto	7.37	23.72	7.98	MICRO + MESO + MACRO	17.91
MEGALOPTERA	vazão	8.67	pastagem	7.99	eucalipto	5.70	22.36	0.50	MICRO + MESO + MACRO + ESPAÇO	17.67
COLEOPTERA	n.s	0.00	n.s	3.55	ordenação canal, altitude, floresta, mineração, cultura rotativa	6.94	10.49	3.35	MICRO + MESO + MACRO + ESPAÇO	11.25
HEMIPTERA	fluxos normais, remansos	2.79	barramento	-2.31	n.s	0.00	0.48	-0.01	MICRO + MESO + MACRO + ESPAÇO	-5.79

As escalas de abordagem das variáveis ambientais atuaram com diferentes intensidades sobre os táxons, mas, de maneira geral, as variáveis mais importantes para todos os grupos independente do potencial dispersivo, exceto para Ephemeroptera e Coleoptera, foram aquelas da microescala (limnológicas). Para Ephemeroptera a microescala foi a última em grau de importância e para Coleoptera não teve efeito significativo. Hemiptera e Megaloptera apresentaram menores porcentagens de explicabilidade pelas variáveis limnológicas (microescala).

A mesoescala, segunda mais importante para a maioria da fauna, mas não teve efeito para Plecoptera na explicabilidade da variância detectada nos dados.

A macroescala foi mais importante para Coleoptera e o segundo componente em grau de importância para Diptera e Ephemeroptera. Para Hemiptera a variância registrada nos dados foi aleatória e não prevista pelo modelo ou pode não ser explicada pelo conjunto de variáveis analisadas na macroescala.

As variáveis consideradas significativas e selecionadas para cada grupo taxonômico e escala de abordagem também variaram.

Embora os componentes ambiental e espacial tenham sido importantes para a variância total, os modelos multivariados com melhor ajuste não consideraram os dois componentes em todas as situações (Tabela 1). Para Diptera, Megaloptera, Coleoptera e Hemiptera todas as escalas ambientais mais o espaço compuseram o melhor ajuste. O melhor modelo ajustado para Chironomidae desconsiderou o componente espacial, mas considerou as três escalas ambientais. O melhor modelo ajustado para Trichoptera e Odonata considerou apenas a micro e mesoescala e o componente espacial. Para Plecoptera, apenas micro e macroescala ambiental tiveram importância significativa. Para Ephemeroptera, apenas a mesoescala ambiental e o espaço foram significativos.

O modelo linear generalizado ajustado para verificar a correlação entre as porcentagens de contribuição espacial e ambiental demonstrou correlação positiva significativa ($p < 0,001$) entre os dois componentes para todos os grupos. Em outras palavras, à medida que o grupo é mais sensível e afetado pela qualidade ambiental, mais ele sofrerá os efeitos do componente espacial, se distanciando do modelo, de maneira individualizada em cada clado (Figura 4).

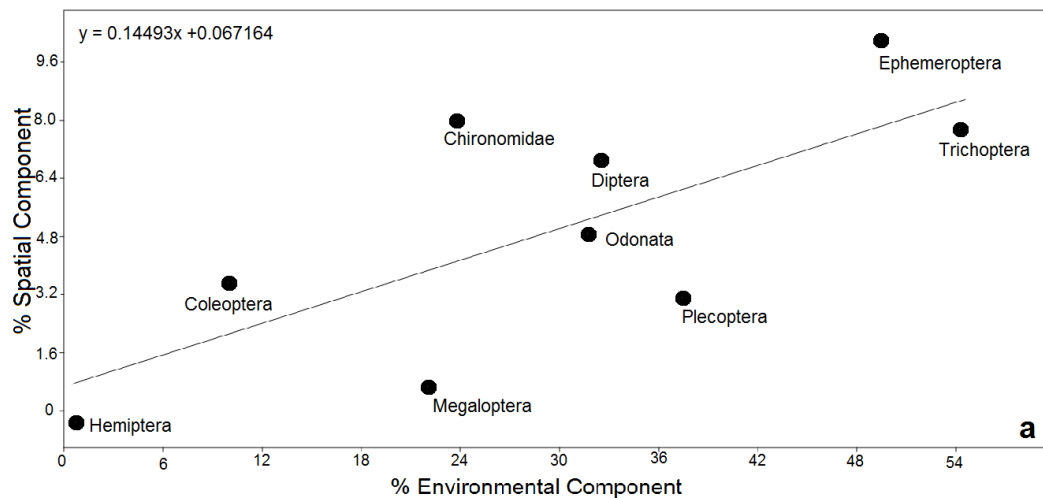


Figura 4. Modelo de regressão Linear ajustado para verificação de dependência entre Componente Ambiental x Componente espacial e correlação com a fauna.

Assim, conforme esperávamos, há uma correlação entre os dois conjuntos de variáveis (espacial e ambiental) na determinação da distribuição dos táxons, que foi quase perfeitamente representada por Odonata e se aproximou em Coleoptera. Estes dois grupos são considerados bons dispersores e medianamente sensíveis, quando comparados aos demais analisados.

Quando analisamos conjuntamente os clados classificados com menor potencial dispersivo e mais sensíveis como, por exemplo, Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera percebemos que Plecoptera e Trichoptera foram mais influenciados pelo componente ambiental do que o esperado segundo o modelo (ambos estão distribuídos como resíduos do modelo). Já Ephemeroptera, que também foi considerado um grupo sensível, mas que possivelmente possui capacidade dispersiva menor que Plecoptera e Trichoptera, apresentou influência maior do componente espacial do que o esperado de acordo com o modelo, apesar da alta influência ambiental geral. Na sequência, Diptera e Chironomidae, também considerados dispersores menos ativos e mais tolerantes às variações ambientais, distanciaram-se do modelo ajustado demonstrando maior influência do componente espacial do que o esperado segundo modelo. Megaloptera é considerado melhor dispersor e mais tolerante, quando comparado aos EPT, e apresentou baixa explicação pelo modelo, provavelmente pela baixa abundância e riqueza registradas na região de estudo, o que é um padrão comum do grupo como um

todo, que apresenta distribuição geográfica mais restrita no sudeste brasileiro e com registros mais raros (CONTRERAS-RAMOS, 2006). Hemiptera apresentou baixa explicação pelo modelo, não demonstrando-se um bom grupo para estas análises.

4 DISCUSSÃO

4.1 A qualidade ambiental nas Sub-bacias

As análises indicaram que a fauna demonstrou respostas contrárias àquelas observadas na qualidade ambiental, detectadas nas diferentes escalas espaciais. Enquanto a caracterização ambiental por meio das variáveis ambientais medidas se destacou mais, na ordem da macro, meso e microescala, as respostas biológicas foram mais evidentes na micro, meso e macroescala, respectivamente. Isso confirma que esses grupos de insetos são bons indicadores da integridade limnológica (que reflete diretamente os usos do solo no entorno), por meio de respostas mais evidentes na microescala, conforme demonstrado por (ALLAN, 2004; URIARTE *et al.*, 2011). Estes trabalhos afirmam que há interferência das escalas da paisagem sobre a qualidade ambiental e a fauna residente nesses ecossistemas. Embora mais dependentes fisiologicamente dos fatores ambientais em escalas locais, há também um efeito da paisagem sobre essas comunidades, reforçando a necessidade de abordagens conservacionistas que englobem as escalas de bacia hidrográfica e não unicamente os componentes limnológicos locais.

4.2 Ambiente ou espaço – qual componente foi determinante?

O fato do componente ambiental ter sido o elemento determinante para todos os grupos quando comparado ao componente espacial, reafirma a importância de se manter a integridade dos ambientes aquáticos para a fauna de invertebrados, que é totalmente

dependente destes recursos, mesmo aqueles considerados mais tolerantes, conforme demonstrado também por (SIQUEIRA *et al.*, 2012).

No entanto, conforme pudemos observar, a matriz da paisagem é um elemento muito relevante, considerando que os grupos taxonômicos possuem capacidades dispersivas diferenciadas (BILTON, FREELAND e OKAMURA, 2001; POFF *et al.*, 2006; SAITO *et al.*, 2015) e nem todos apresentam chances iguais de colonização e persistência, além de trade-offs individuais (SAITO *et al.*, 2015). Os dados aqui apresentados e também aqueles apresentados por (PADIAL *et al.*, 2014) suportam estas evidências, nos quais os grupos com menor potencial dispersivo apresentaram maior correlação com o espaço, quando comparados aos grupos com maior potencial dispersivo. No entanto, (SAITO *et al.*, 2015) indicaram que para a região tropical, há uma compensação da baixa capacidade dispersiva com o aumento de ciclo reprodutivos ao longo do tempo (multivoltinismo), em táxons com baixo potencial dispersivo, como por exemplo, Chironomidae. Ao contrário, táxons considerados bons controladores do próprio vôo (=bons dispersores) possuem boa capacidade de seleção de habitat, fazendo com que não executem voos longos desnecessários e ovipondo em locais próximos da onde emergiram, com um sinal espacial evidente.

O grau de interferência das variáveis ambientais sobre a fauna, demonstrado pelas porcentagens de explicabilidade em diferentes escalas de abordagem (micro, meso e macroescala) evidenciaram as relações de sinergismo e atuação da paisagem sobre e com os táxons, bem como sua capacidade seletiva de estratégias de colonização que podem ser moldadas por suas habilidades dispersivas (SAITO *et al.*, 2015). Há um efeito dos usos do solo na sub-bacia hidrográfica como um todo, que podem ser mais ou menos atenuados pelo entorno próximo dos riachos, que serão indispensáveis para a qualidade limnológica (microescala), e que demonstrou-se determinante para todos os grupos analisados.

Quanto aos grupos terem apresentado respostas diferenciadas para as escalas de abordagem, evidencia a alta diversidade de estratégias de vida destes organismos e a necessidade da maior heterogeneidade ambiental possível nos riachos. Por exemplo, Trichoptera é um grupo com baixo potencial dispersivo, mas alta dependência de recursos alóctones próximos aos riachos, principalmente para construção de seus abrigos (SAITO, SIQUEIRA e FONSECA-GESSNER, 2015), além da necessidade de fluxos com águas mais correntes devido aos seus hábitos reofílicos e inabilidade para

natação (POFF *et al.*, 2006). Alguns Odonata, são heliófilos (DOLNÝ, HARABIŠ e MIŽIČOVÁ, 2014; SEIDU, DANQUAHA, *et al.*, 2017) e dependem da estrutura do canal para reprodução, demonstrando-se bons nadadores, com necessidade por áreas de remanso e com pouca relação com o bentos (POFF *et al.*, 2006). No entanto, Odonata possui boa capacidade direcional de voo, o que lhes permite seleção por locais mais próximos para postura.

Chironomidae, mesmo sendo considerados genericamente um grupo tolerante, compõem parte significativa da fauna de insetos aquáticos em sistemas lóticos, e, ao contrário do que imaginávamos foi influenciado pelas três escalas ambientais em proporções semelhantes, demonstrando mais uma vez a ampla plasticidade ambiental desse grupo de inseto, e que talvez apresente estratégias de dispersão que compensem a ausência da influência do espaço (SAITO *et al.*, 2015), como por exemplo, dispersão pelo vento (BILTON, FREELAND e OKAMURA, 2001). Isto reafirma a importância de análises mais específicas sobre seus traços biológicos em resoluções taxonômicas mais refinadas. As variações dos traços em menores níveis taxonômicos podem gerar diferenças consideráveis dentro de táxons (POFF *et al.*, 2006), e, no caso de Chironomidae, podem alterar completamente as abordagens generalistas sobre esta família. Esta diversidade de respostas reflete diretamente a importância destes grupos biológicos no bom funcionamento dos ecossistemas, bem como suas necessidades por oferta de recursos provenientes da matriz do entorno.

Para os bons dispersores, parece que a capacidade de explorar novas áreas, provavelmente devido ao deslocamento na fase adulta (BILTON, FREELAND e OKAMURA, 2001), sobressai à importância dos componentes espacial e ambiental, garantindo maiores possibilidades de persistência. Talvez seja esse traço um dos mais importantes na manutenção e no sucesso de clados filogeneticamente mais ancestrais como os Odonata, ao longo do processo evolutivo e também às alterações ambientais. Embora considerados mais sensíveis às alterações ambientais quando comparados aos Chironomidae e outros Diptera e, por exemplo, ainda assim, até certo limite, conseguem persistir em matrizes impactadas, pois dispõem da capacidade de forragear ativamente na busca por locais com melhores condições ambientais. Os Odonata, quando comparados com os outros grupos, demonstraram as respostas mais realistas com os modelos ajustados, evidenciando uma quase perfeita interação entre os componentes analisados.

Embora considerado sensível, Plecoptera é um táxon que não explora áreas muito distantes de sua origem (BILTON, FREELAND e OKAMURA, 2001), pois muitos, na fase adulta possuem ciclos de vida curtos (POFF *et al.*, 2006) e permanecem muito próximos aos riachos. Os plecopteras utilizam-se mais das estratégias de deriva, na fase larval, para colonização de novos habitats do que a dispersão alada na fase adulta (POFF *et al.*, 2006). Para este táxon, é possível que a dispersão lateral para além dos locais indígenas seja aleatória e/ou auxiliada pelos ventos justificando os baixos valores de correlação com o componente espacial. O fato de Hemiptera não ter apresentado boas respostas aos componentes ambiental e espacial, e também aos modelos ajustados para a região de estudo, talvez seja decorrência dos traços funcionais que selecionamos para agrupá-los nas categorias considerada, isto é, história de vida (tolerância) e habilidade para o vôo (dispersão). Para este grupo taxonômico, os traços mais marcantes são aqueles ecológicos, como habilidade para natação e para sair do curso d'água, além da eurithermia associada ao multivoltinismo (POFF *et al.*, 2006), ambos desconsiderados em nossas abordagens. Provavelmente, os Megaloptera apresentaram pouca explicação pelo modelo, devido à baixa abundância e riqueza registradas na região de estudo, o que é um padrão comum do grupo como um todo, que apresenta distribuição geográfica mais restrita e com raridade de espécies, além de registros escassos (CONTRERAS-RAMOS, 2006; CONTRERAS-RAMOS, 2008). Isto sugere a necessidade de maiores estudos ecológicos para este grupo, especificamente.

5 CONCLUSÃO

Concluimos que, para a região de estudo, o componente ambiental foi o mais importante para todos os grupos biológicos analisados e podemos afirmar que as mudanças nas matrizes ambientais podem ser cruciais para a eliminação dos insetos aquáticos. Os grupos com menor potencial dispersivo e mais intolerantes às variações ambientais, podem ser considerados os mais vulneráveis, pois aqueles que se enquadraram nas duas categorias apresentaram maiores interferências dos dois componentes, em proporções diferenciadas. Aqueles mais tolerantes, ao contrário, sofreram menor influência do componente ambiental quando comparados aos sensíveis, mas ambos não se relacionaram com o componente espacial puro, sob esta perspectiva.

Dessa forma, ambos os componentes foram proporcionais aos traços biológicos analisados (dispersão e tolerância), demonstrando a importância intrínseca das características biológicas que permitem as respostas diferenciadas intergrupos. Os resultados indicam a necessidade de pesquisas na busca por padrões e processos em metacomunidades, que considerem também fatores relacionados à história evolutiva dos táxons. Ainda, a repetição dessa pesquisa no tempo, poderá demonstrar como essas respostas biológicas se apresentam diante das mudanças nos usos do solo, nas diferentes escalas analisadas. Importante destacar que, a fauna de Diptera e Chironomidae quase sempre são consideradas tolerantes, sendo negligenciada em estudos de conservação, e, na região deste estudo demonstraram-se o terceiro grupo em respostas às alteração da paisagem.

Referências Bibliográficas

- ALEMU, T. et al. Effect of riparian land use on environmental conditions and riparian vegetation in the east African highland streams. **Limnologica**, 66, n. 1, July 2017. p.1-11.
- ALLAN, J. D. **Stream Ecology Structure and function of running waters**. 1ª. ed. Michigan: Chapman & Hall, 1995. 388 p.
- ALLAN, J. D. Landscape and Riverscape: The influence of land use on Stream Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, 35, Jun 2004. p.257-284.
- BENETTI, C. J.; CUETO, J. A. R.; FIORENTIN, G. L. Gêneros de Hydradeptera (Coleoptera: Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae) citados para o Brasil, com chaves para identificação. **Biota Neotropica**, 3, n. 1, 2003.
- BILTON, D.; FREELAND, J. R.; OKAMURA, B. Dispersal in Freshwater Invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 32, 2001. p.159–181.
- BINI, L. M. et al. Challenging Wallacean and Linnean Shortfalls: Knowledge Gradients and Conservation Planning in a Biodiversity Hotspot. **Diversity and Distributions**, 12, 2006. p. 475-482.
- BORCARD, D. Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. **Ecology**, 73, n. 3, 1992. p.1045-1055
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. 1. ed., New York: Springer-Verlag New York, 2011. 306 p.
- BRAUN, B. M. et al. Diversity and distribution of riffle beetle assemblages (Coleoptera, Elmidae) in montane rivers of Southern Brazil. **Biota Neotropica**, 14, n. 2, 2014. p. 1-11.
- CALLISTO, M. et al. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em Atividades de ensino e Pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnological Brasiliensia**, v.14, n.1, 2002. p.91-98
- CHAVE, J. The problem of pattern and scale in ecology: what have we learned in 20 years? **Ecology Letters**, 16, n.1, 2013. p.4-16.
- CONTRERAS-RAMOS, A. *Protosialis ranchograndis*, a new species of Alderfly from Venezuela, with a redescription of *P. brasiliensis* Navás (Megaloptera: Sialidae). **Proceedings of the Entomological Society of Washington**, 108, n. 4, 2006. p.977-984
- CONTRERAS-RAMOS, A. Notes on Some Neotropical Alderflies (Sialidae: Megaloptera). **Annals of the Entomological Society of America**, 101, Sep 2008, p. 808-814.
- DOLNÝ, ; HARABIŠ, ; MIŽIČOVÁ,. Home Range, Movement, and Distribution Patterns of the Threatened Dragonfly *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae): A Thousand Times Greater Territory to Protect? **PLoS One**, 9, n.7, 2014.
- DOMINGUEZ, E.; FERÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología**. 1ª. ed. Tucumán: Fund. Miguel Lillo, Argentina, 2009. 655 p.
- EPLER, J. H. **Identification Manual For The Larval Chironomidae (Diptera) Of North And South Carolina**. 1ª. ed. [S.l.]: [s.n.], 2001. 526 p.
- FINN, D.; POFF, L. Variability and convergence in benthic communities along the longitudinal gradients of four physically similar Rocky Mountain streams. **Freshwater Biology**, 50, 2005. p. 243–261.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; BARBOSA, R. (Eds.). **Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014. 724 p.

HECKMAN, C. H. **Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata Zygoptera**. 1. ed. Netherlands: Springer, v.3, 2006. 726p.

HEINO, J. et al. Metacommunity ecology meets biogeography: effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. **Oecologia**, 183, n.1, Oct. 2016. p.121-137.

HEINO, et al. Integrating dispersal proxies in ecological and environmental research in the freshwater realm. **Environmental Reviews**, 25, n.3, Sep. 2017. p. 334-349.

HUBBELL, S.P. Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. **Ecology**, 87, n.6, p. 1387–1398, 2006.

HUTCHINSON, E. G. **Population Studies - Animal ecology and demography - Concluding remarks**. Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology. New Haven: Yale University, 22, 1957. p 415-427.

OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>, 2017.

LECCI, L. S.; FROEHLICH, C. G. Plecoptera. In: **Guia On-line: Identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo**. Froehlich, C.G. (org.). 2007. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp/aguadoce/guiaonline>. Acesso em: 15 Jun. 2017.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, D. Ecologically meaningful transformations. **Oecologia**, 129, n.2, Oct. 2001. p.271-280.

LEIBOLD, M. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, 7, n.7, p. 601-613, 2004.

MARIANO, R.; FROEHLICH, C.G.. Ephemeroptera. . Disponível em: **Guia on-line: identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>, 2007. Acesso em: 18 Jun 2018.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to aquatic insects of North America**. 3.ed. Dubuque: Kendall-Hunt, 1996. 862p.

MICHAT, M. C.; ARCHANGELSKY, ; BACHMANN, A. O. Generic keys for the identification of larval Dytiscidae from Argentina (Coleoptera: Adepaga). **Revista de la Sociedad Entomológica Argentina**, 67, n. 3-4, 2008.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. 1ª. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. 176p.

PADIAL, A. et al. Dispersal Ability Determines the Role of Environmental, Spatial and Temporal Drivers of Metacommunity Structure. **PLOS ONE**, 9, n.10, October 2014.

POFF, et al. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological Society**, 25, n. 4, 2006. p. 730-755.

RAMÍREZ, A. Capítulo 5: Odonata. **Revista de Biología Tropical**, v.58, n.4, p. 97-136. Dec 2010.
REYNOLDS, C. S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH**, 24, n.5, 2002. p. 417-428.

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

- REYNOLDS, C. S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH**, 24, n. 5, 2002. p.417-428.
- SAITO, V.; SIQUEIRA, T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Should phylogenetic and functional diversity metrics compose macroinvertebrate multimetric indices for stream biomonitoring? **Hydrobiologia**, 745, 2015. p. 167–179.
- SAITO, V. S. et al. Dispersal traits drive the phylogenetic distance decay of similarity in neotropical stream metacommunities. **Journal of Biogeography**, 42, n.11, 2015. p. 2101-2111.
- SALLES, et al. As espécies de Ephemeroptera (INSECTA) registradas para o Brasil. **Biota Neotropica**, 4, n. 2, 2004.
- SEIDU, I. et al. Odonata community structure and patterns of land use in the Atewa Range Forest Reserve, Eastern Region (Ghana). **International Journal of Odonatology**, 20, n. 3–4, 2017. p. 173–189.
- SHURIN, J.; COTTEINIE, K.; HILLEBRAND, H. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms, **Oecologia**, 159, 2009. p.151–159.
- SIQUEIRA, T. et al. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. **Ecography**, 35, n. 2, 2011. p.1-10.
- SIQUEIRA, T. et al. A Metacommunity Framework for Enhancing the Effectiveness of Biological Monitoring Strategies. **PLOS ONE**, 7, n.8, 2012.
- SPRINGER, M. Capítulo 7. Trichoptera. **Revista de Biologia Tropical**, San Pedro de Montes de Oca, 58, n. 4, Dezembro 2010. p.151-198.
- STRAHLER, A. N. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. **Transactions: American Geophysical Union**, 38, December 1957. p. 913-920.
- TER BRAAK, J. F.; PRENTICE, C. I. A Theory of Gradient Analysis. **Advances in Ecological Research**, 18, December 1988. p.271-317.
- TOBLER, W. A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. **Economic Geography**, 46, 1970. p. 234-240.
- TONKIN, D. et al. The role of dispersal in river network metacommunities: Patterns, processes, and pathways. **Freshwater Biology**, 63, n.1, October 2017.
- TONKIN, J.D.; HEINO J.; ALTERMATT, F. Metacommunities in river networks: The Importance of networks structure and connectivity on patterns and processes. **Freshwater Biology**, 63, n.1, 2018. p.1-5.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae. Guia de identificação**. São Carlos: UFSCAR, 2011. 371 p.
- URIARTE, M. et al. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. **Landscape Ecology**, 26, n. 8, Oct. 2011. p. 1151–1164.
- VANNOTE, et al. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37, 1980, p. 130-137.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**. Third. ed. New York: Springer-Verlag, 2000. 430 p.

**Anexo I – Tabela com Dados de Abundância Absoluta por Riachos e Sub-
bacia Hidrográfica**

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Tabela 4. Abundâncias absolutas por táxon, por riacho e sub-bacia hidrográfica. ni = não identificado; (?) = incerteza taxonômica.

	Sub-bacia Pedra Branca (NA-PR)												Total	Sub-bacia Moinhos (EU-PR)								Total	Sub-bacia Amoras (EU-IM)							Total
	1SE	2SE	3SE	4SE	5SE	6SE	7SE	8SE	9SE	1SE	11SE			1CE	2CE	3CE	4CE	5CE	6CE	7CE	8CE			1NO	2NO	3NO	4NO	5NO	6NO	
ANNELIDA																														
Hirudinida	2	121	6	3			20	4	7	14	2	41	405									0	2		2	27		3		34
Oligochaeta	158	6	4	21		50	4	45	29	1	3	2051	4	62	3	1	1	2	7	80	2	6	117	53	160	115	7	460		
ARTHROPODA																														
CRUSTACEA																														
Amphipoda																														
Dogielinotidae																														
<i>Hyaella</i>	1	170	4	3		126				5		709									0				1				1	
INSECTA																														
Coleoptera																														
Crysomelidae																														
Dryopidae																														
<i>Dryops</i>	3				1	9				6		19				1				1			1					1		
Dytiscidae																														
<i>Amarodytes</i>																														
<i>Celina</i>																														
<i>Desmopachria</i>																														
<i>Laccophilus</i>			3			1		1			6	11						2		2		1						1		
<i>Leuronectes</i>																														
Elmidae																														
<i>Austrolimnius</i>	19											19									0							4	4	
<i>Gênero M</i>	2					1						3									0								0	
<i>Heterelmis</i>	25		1	3	3	22	1	3	3	10	2	73	9		9	3		7		28		12						1	13	
<i>Hexacylloepus</i>	11	1		3	5	7		8	1			36	10		2	1		26	1	40	13	1						15	29	

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Continua...

	<i>Huleechius</i>									1	1										0																						0					
	<i>Macrelmis</i>											1	1		2	4	1					1																						0				
	<i>Neoelmis</i>	4								4				1	5	14	7		1	1			9	6																					6			
	<i>Phanocerus</i>	3														3						2																							0			
	<i>Stegoelmis</i>														4	4																													0			
	<i>Xenelmis</i>													3		3								2																					2			
Gyrinidae																0							0																							0		
	<i>Gyretes</i>															0	2						2																							0		
Hydrophylidae																0							0																							0		
	<i>Berosus</i>									5				1	6	12																															3	
	<i>Derallus</i>		1	3	1	1	3									11	20						1																							2		
	<i>Hydrophilidae</i>														5		5																													1		
	<i>Paracymus</i>																0																														2	
	<i>Tropisternus</i>																0		1				1																								0	
Lutrochidae																0							0																								0	
	<i>Lutrochus</i>	2		5	2	1	10							3	3	26	4		1				1																							1	17	
Noteridae																0																																2
	<i>Suphisellus</i>															0																															2	
Ptilodactylidae																	6						2																									0
	<i>Ptilodactylidae (ni)</i>															2							2																								0	
	<i>Anchytarsus (?)</i>															4																															0	
Scirtidae																	0																															0
	<i>Scirtidae</i>	1															4	1																													1	
Diptera																	0																															0
Chironomidae																	0																															0
	<i>Ablabesmyia</i>	13	5	71	31	15	7	8						7	18	22	197	5	36	88	3	7	24	9																							205	
	<i>Aedokritus</i>																0						1																								0	
	<i>Alotanypus</i>																6								1	1																					87	
	<i>Beardius</i>	1	3				18	1	2	3	5	1					34	10							11	13																				5		

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Continua...

<i>Brundiniella</i>										0											2											2	3									3
<i>Caladomyia</i>	11	5	37	4		10	1			68	8	3		7	7	16		7			48		68	14	59	159	163					463										
<i>Chironomus</i>		1	1	5								4	1		2	2	8	1			18	18		126	38	40	18	2				242										
<i>Cladopelma</i>										0						4					4											0										
<i>Clinotanypus</i>	3	23	9			3		3	9	55	10		1								11	1			62	3	5	6				77										
<i>Coelotanypus</i>	2									2	15		2			6	2				25	17	14									31										
<i>Complexo Harnischia</i>			1							1											0											0										
<i>Constempellina</i>										0											0		1									1										
<i>Corynoneura</i>	1									1			1						1		2		1	2			1					4										
<i>Cricotopus</i>									1	1				1	1						2											0										
<i>Cryptochironomus</i>				1					5	6											0	5					7				12											
<i>Demicryptochironomus</i>				1						1											0											0										
<i>Denopelopia</i>	1					6				7	2					14	2				18				7				1			8										
<i>Dicrotendipes</i>										0											0				5							5										
<i>Djalmabatista</i>	49	1	46	27	80	36	14	35	3	12	431	4	1	6	26		3	2	1		43	5	58						13		76											
<i>Endotribelos</i>	8	2		30	7	5		1	1	15	81	4		3	5		14	8	1		35		3	8			47	3			61											
<i>Fissimentum</i>				7						4	11										0											0										
<i>Fittkauimyia</i>			4		13	8				26	81	6		4	1		15				26	4	1	11	1		6				23											
<i>Goeldichironomus</i>					1					1											0											0										
<i>Guassutanypus</i>			1							1											0											0										
<i>Gymnometriocnemus</i>	1			1		4			2	8											0		1									1										
<i>Hudsonimyia</i>	4	1								5											0											0										
<i>Labrundinia</i>	5		6							6	17	3					13	1			17	2	5	6	37	2	1				53											
<i>Larsia</i>	26	1	44	2		2		7	14	8	112	1		1	1	1		9	28		41		18		24	1	1				44											
<i>Lauterborniella</i>	7	1	2		4	8	1	1	1	2	27						4				4	1		2							3											
<i>Lopescladius</i>										0					3						3											0										
<i>Macropelopia</i>			7							7						1	1	11			13	4		26	5			6			41											
<i>Nanocladius</i>	2								1	3				1	1						2		2								2											

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Continua...

<i>Thienemannimyia</i>					5					5			4			4	1				1						
<i>Tribo Tanitarsini</i>				1						1						0					0						
<i>Xenochironomus</i>										0		1				1					0						
<i>Xestochironomus</i>	6	1	2	1	3	4		4	1	21	43	3	1		1	1	6		2		1	3					
<i>Zavrelimyia</i>		3				23		4			30						0					0					
Ceratopogonidae											0						0					0					
<i>Atrichopodon</i>	2										2		1				1	1	2	2		5					
<i>Bezzia/Culicoides</i>	2		1	8	2	26		1	2		42	1	9	3	3	7	9	7	39	2	13	1	9	1	3	1	30
Chaoboridae									1		1						0		20			20					
Corethrellidae											0						0			1		1					
Culicidae		4						2		4	10						0			5		1	6				
Dixidae											0						0			2		2	4				
Empididae											0			2			2		2		1		3				
Ephydriidae											0	1					1						0				
Psychodidae	4		2								6						0						0				
Simuliidae		1				1					2					1	1				1		1				
Stratiomyidae		1	1	1						1	4						0			1		1	2				
Tabanidae	60	64	5		5	62		55	6	3	41	301	6		1		4	1	12		2			9	11		
Tipulidae	21	6	12	1	1	54			3	1	99		1	3	4	31	1	10	50	1	12	1	3		1	18	
Ephemeroptera											0						0						0				
Ephemeroptera (ni)	4										4	1					1		34	19	8		61				
Baetidae											0						0						0				
<i>Americabaetis</i>									2		2		1	1			2						0				
Baetidae (ni)				1		2					3						0		25	18	10		53				
<i>Callibaetis</i>											0						0			22			22				
<i>Cloedes</i>											0	1		1	2		4		3	31	4		38				
<i>Tupiara</i>		2						1			3		2				2						0				
Caenidae											0						0						0				
<i>Caenis</i>				5		1			1	9	16						0			31			31				

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

															<i>Continua...</i>																														
Euthyplociidae															0		0											0																	
																<i>Campylocia</i>	3	3	0	1						1																			
Leptohyphidae															0		0														0														
																<i>Amanahyphes</i>	1	1	0								0																		
																<i>Leptohyphodes</i>	0	0	3								0																		
Leptophlebiidae															0		0																0												
																Leptophlebiidae (ni)		3	2	2								0																	
																<i>Atopophlebia(?)</i>	1	1	1	4							4																		
																<i>Massartella</i>	1	3	14	1	6	29	3				2																		
																<i>Ulmeritoides</i>	27	309	83	1		3					2	11																	
Hemiptera															0		0																	0											
Belostomatidae															0		0																							0					
																<i>Belostoma</i>	1	1	0			2							2																
Gerridae															0		0																							0					
																<i>Trepobates</i>		17				1							1																
																Mesoveeliidae (ni)		4											0																
																Micronectidae		0											0																
																<i>Synaptogobia</i>		0								1			1																
Naucoridae															0		0																							0					
																<i>Limnocois</i>	1	8						7	7	4					4														
Notonectidae															0		0																								0				
																<i>Notonecta</i>		0	2			2									0														
Veliidae															0		0																								0				
																<i>Microvelia</i>		1				2									0														
																<i>Rhagovelis</i>	2	68	6		1	1	1	2	10	5					5														
Lepdoptera																																												5	
Megaloptera															0		0																												0
Corydalidae															0		0																												0

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Continua...

<i>Gomphoides</i>					4					4						0				0	
<i>Phyllocycla</i>										0						0		1		1	
<i>Phyllogomphoides</i>										0						0	1			1	
<i>Progomphus</i>	2					3				5	1		1	1	1	4	4			4	
Heteragrionidae (Megapodagrionidae)										0						0				0	
<i>Heteragrion</i>	9									9	1	1	7	2	2	13	7			7	
Heteragrionidae (ni)						1				1						0				0	
<i>Megapodagrion</i>										0	1					1				0	
Libellulidae										0						0				0	
Libellulidae (ni)										1		2				2	1			1	
<i>Dasythemis</i>	1	1	3			10			1	16			7			2	1			27	39
<i>Elasmothermis</i>										0						0			4	4	
<i>Erythrodiplax</i>										0						0			11	11	
<i>Macrothemis</i>	3								3	6	2		1			5	2			2	
<i>Perithemis</i>									3	3			1	2		3			44	1	45
Perilestidae										0						0				0	
<i>Perilestes</i>									2	4	3					17	1			1	
Protoneuridae										0						0				0	
<i>Idioneura</i>										0						0	1			1	2
Plecoptera										0						0				0	
Gripopterygidae										0						0				0	
Gripopterygidae (ni)										0						0			2	2	
<i>Tupiperla</i>										0		20	5	1		10				0	
Perlidae										0						0				0	
<i>Kempnyia</i>	3	3	1	1	1	35				44	5		10	28	1	44	2			2	
Perlidae(ni)										0						0			2	2	
Trichoptera										0						0				0	
Anomalopsychidae										0						0				0	

Ecologia de Invertebrados Aquáticos em Riachos de Altitude do Planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil.

Continua...

<i>Anomalopsyche</i>												0						0	7				7			
<i>Contulma</i>	10					7						17		56	3			59					0			
Calamoceratidae												0						0					0			
<i>Phylloicus</i>	107	1	8	2	18	128	10	10	9	80	8	381	39	29	22	1	10	1	2	104	14	5	2	1	22	
Ecnomidae												0						0						0		
<i>Austrotinodes</i>	1		2									3		1				1				4		4		
Helicopsychidae												0						0						0		
<i>Helicopsyche</i>												0		1				1	5					5		
Hydrobiosidae												0						0						0		
<i>Atopsyche</i>	1											1						0						0		
Hydropsychidae												0						0						0		
<i>Leptonema</i>										10		10						1						0		
<i>Macronema</i>												0		4				4						0		
<i>Smicridea</i>	1	2				2			2			7		1	1			3						0		
Hydroptilidae												0						0						0		
Hydroptilidae (ni)						1						1						0						0		
Leptoceridae												0						0						0		
Leptoceridae (ni)							1					1						0						0		
<i>Nectopsyche</i>	3								6			9	5	1			1	6	13	4				4		
<i>Notalina</i>	50	6	3	7	8	127	9	61	17	15	2	305	24	3	14	24	3	39	2	4	113	1	12	13		
<i>Oecetis</i>	3		1			10		1	3	1	2	21			2		6	2	10	1	8	1	10			
<i>Triplectides</i>	23		3	6		43	1	1	1	1		79	13	1	1	12		7	2	3	39	1	2	4	2	9
Odontoceridae												0						0						0		
<i>Anastomoneura</i>						6						6						0						0		
<i>Barypenthus</i>				46		6			1	21		74			5		1	6	3					3		
<i>Marilia</i>				4		2						6						0	1					1		
Polycentropodidae												0						0						0		
Polycentropodidae (ni)	1											1						0						0		
<i>Cernotina</i>	1	1			1							3	1					1						0		

