

Universidade Federal de Juiz de Fora
Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Mestrado em Comportamento e Biologia Animal

Marcos Vinicius Dias da Silva

VARIAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE INVERTEBRADOS EM RIACHOS COM
DIFERENTES GRAUS DE CONSERVAÇÃO PERTENCENTES À SUB-BACIA DO
RIBEIRÃO MARMELOS, JUIZ DE FORA, MINAS GERAIS

Juiz de Fora

2014

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo autor

Dias da Silva, Marcos Vinicius .
Variação das assembleias de invertebrados em riachos com diferentes graus de conservação pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Juiz de Fora, Minas Gerais / Marcos Vinicius Dias da Silva. -- 2014.
57 f. : il.

Orientador: Roberto da Gama Alves
Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas: Comportamento Animal, 2014.

1. Invertebrados aquáticos. 2. Mesohabitats. 3. Riachos de baixa ordem. 4. Uso da terra. I. Alves, Roberto da Gama , orient. II. Título.

Marcos Vinicius Dias da Silva

VARIAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE INVERTEBRADOS EM RIACHOS COM
DIFERENTES GRAUS DE CONSERVAÇÃO PERTENCENTES À SUB-BACIA DO
RIBEIRÃO MARMELOS, JUIZ DE FORA, MINAS GERAIS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Comportamento e Biologia Animal, do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Roberto da Gama Alves

Juiz de Fora

2014

Marcos Vinicius Dias da Silva

VARIAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE INVERTEBRADOS EM RIACHOS COM
DIFERENTES GRAUS DE CONSERVAÇÃO PERTENCENTES À SUB-BACIA DO
RIBEIRÃO MARMELOS, JUIZ DE FORA, MINAS GERAIS

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Comportamento e
Biologia Animal, do Instituto de Ciências
Biológicas da Universidade Federal de
Juiz de Fora como requisito parcial para
obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Dia 28 de fevereiro de 2014.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Roberto da Gama Alves (Orientador)

Universidade Federal de Juiz de Fora



Prof. Dr. Iara Alves Novelli

Universidade Federal de Juiz de Fora



Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

Centro Universitário de Araraquara

À minha família que esteve sempre ao meu lado me apoiando e incentivando diante das dificuldades, visando minha formação pessoal e profissional, dando-me suporte emocional e financeiro. A vocês o meu eterno agradecimento.

AGRADECIMENTOS

A Deus, em primeiro lugar, pois sem ele esta jornada não seria cumprida.

Aos órgãos financiadores do projeto, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

Ao meu orientador prof. Dr. Roberto da Gama Alves.

A Universidade Federal de Juiz de Fora e ao Departamento de Zoologia.

Aos professores do Departamento de Zoologia da Universidade Federal de Juiz de Fora pelos bons conselhos, instruções e esclarecimentos.

A coordenação da pós-graduação em Ciências Biológicas, Mestrado em Comportamento e Biologia Animal.

Aos secretários da pós-graduação, Rita e Osmar que sempre estiveram prontos a ajudar com eficiência e disposição.

Ao Laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Federal de Juiz de Fora.

Ao técnico do Laboratório de Ecologia Aquática, Gladson Rezende Marques pela orientação de como realizar as análises do nutrientes da água.

Aos colegas do laboratório pela colaboração, apoio, conversas e amizade.

Aos novos colegas e amigos que auxiliaram na minha formação acadêmica.

Aos colegas do mestrado e doutorado pelo companheirismo.

Ao amigo Renato T. Martins pela ajuda, atenção e orientação.

A Beatriz Jabour constante disponibilidade em auxiliar nessa empreitada.

Aos meus queridos pais, Rosangela Dias da Silva e Carlos Roberto Dias, pelo amor, apoio, incentivo e principalmente pelas orações. A eles dedico inteiramente este trabalho.

A toda minha família, que mesmo à distância, esteve presente em todos os momentos.

A minha querida Érica, pelo amor, carinho, paciência, companheirismo, incentivo e dedicação sempre.

RESUMO

O presente trabalho objetivou conhecer a variação das assembleias de invertebrados em riachos com diferentes graus de conservação pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. A dissertação está dividida em duas seções: a primeira trata de avaliar assembleias de invertebrados em mesohabitats de remanso e corredeiras em nove riachos com diferentes graus de conservação; a segunda aborda a variação nas assembleias na estação seca e chuvosa em riachos com diferentes graus de conservação. Para realização do estudo da primeira seção foram utilizados os dados da estação seca de remansos e corredeiras; já a segunda seção compreende as amostras de corredeiras obtidas nos dois períodos. Foram registrados em todo o estudo cinquenta e três mil setecentos e noventa e quatro invertebrados aquáticos, distribuídos em quarenta e cinco amostras de corredeira e quarenta e cinco amostras de remanso na estação seca, e quarenta e cinco amostras de corredeira no período das chuvas. Os mesohabitats de corredeira foram caracterizados pela maior influência da velocidade e disponibilidade de substrato grosseiro, menores valores de largura e profundidade. Já o remanso foi caracterizado pela deposição de frações de areia ultrafina e pela maior largura e profundidade. Os resultados obtidos permitem ampliar o conhecimento de ecossistemas de riachos e como as características do entorno influenciam na distinção dos mesohabitats de corredeira e remanso e na fauna de invertebrados associados, e por vez na riqueza e diversidade dos taxa. A partir dos resultados da primeira seção foi possível concluir que modificações nas características naturais de riachos de baixa ordem como a retirada de vegetação riparia acarretam em perdas na heterogeneidade de habitats e da diversidade faunística. Os resultados da segunda seção permitiram concluir que ambientes com diferentes usos da terra são influenciados de maneira diferente aos eventos de chuva. Atribuímos a presença da vegetação ciliar como principal componente do sistema, influenciando na estabilidade dos habitat dos organismos e na regulação térmica. Os resultados obtidos nesta dissertação vêm contribuir de forma importante para o conhecimento sobre como ambientes com diferentes estados de conservação influenciam nas características dos mesohabitats e como estes são influenciados pela estação chuvosa.

Palavras chave: Invertebrados aquáticos. Mesohabitats. Riachos de baixa ordem. Uso da terra.

ABSTRACT

This study focused on the variation of the assemblies of invertebrates in streams with different degrees of conservation belonging to the subbasin of Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil. The dissertation is divided into two sections: the first deals with evaluating assemblies of invertebrates in mesohabitats backwater and rapids in nine streams with different degrees of conservation; the second addresses the variation in assemblies in dry and rainy seasons in streams with different degrees of conservation. Data were used in the dry season of backwaters and rapids to conduct the study in the first section; already the second section comprises the rapids samples obtained in both periods. Were recorded throughout the study fifty-three thousand seven hundred and ninety-four aquatic invertebrates, over forty-five samples of rapids and forty-five samples of backwater in the dry season, and forty-five samples of rapids in the rainy season. The mesohabitats rapids were characterized by the greatest influence on the speed and availability of coarse substrate, lower values of width and depth. Have backwater was characterized by deposition of ultrafine fractions of sand and greater width and depth. The results widened the knowledge of ecosystems and streams as the characteristics of the environment influence the distinction of mesohabitats rapids and pools and associated invertebrate fauna, and once in the richness and diversity of taxa. From the results of the first section it was concluded that changes in the natural characteristics of low-order streams such as the removal of riparian vegetation lead to losses in habitat heterogeneity and faunal diversity. The results of the second section showed that environments with different land uses are influenced differently to the way rain events. We attribute the presence of riparian vegetation as the main component of the system, influencing the stability of the habitat of organisms and thermal regulation. The results obtained in this work have been contributing significantly to the understanding of how environments with different conservation influence the characteristics of mesohabitats and how these are influenced by the rainy season.

Key words: Aquatic invertebrates. Mesohabitats. Streams of lower order. Land use.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

SEÇÃO I

Mapa 1	Área de estudo: riachos florestados (F), em pastagem (P) e urbanos (U) na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Fonte: IBGE 2010, PJF/PDDU, 2000; Datum Córrego Alegre.....	16
Fotografia 1	Três ambientes com diferentes usos da terra na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. A – Florestado, B – Pastagem, U – Urbano.....	17
Fotografia 2	Mesohabitats de corredeira (A) e remanso (B) amostrados nos três ambientes analisados pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.....	18
Fotografia 3	Material e métodos utilizados no momento da coleta: A - Amostrador Surber utilizado nas amostragens dos mesohabitats e onde é armazenada a amostra. B - Método do objeto flutuador utilizado para registrar as medidas de velocidade do fluxo. C – Instrumentos analíticos utilização para medir o oxigênio dissolvido e a condutividade elétrica dos riachos amostrados.....	20
Fotografia 4	Imagem obtida através de fotografia digital à dez centímetros da superfície do mesohabitat coletado, evidenciando a presença ou ausência de sombreamento. À esquerda a fotografia gerada pela câmera digital. Já à direita a imagem convertida em preto e branco para quantificação dos pixels e estimativa da porcentagem de sombreamento.....	21
Figura 1	Análise de componentes principais com as variáveis ambientais obtidas nos mesohabitats de remanso (Pool) e corredeira (Riffle) em três riachos florestados (F), pastagem (P) e urbano (U). Profundidade (d), largura (w), velocidade da água (v), areia ultrafina (auf), areia fina (af), areia média	

	(am), areia grossa (ag), temperatura da água (t), ph, turbidez (turb), oxigênio dissolvido (oxy), porcentagem de cobertura vegetal (can), fosforo total (pt), nitrato (NO3), amônia (NH4), nitrito (NO2), porcentagem de matéria orgânica (mo), matéria orgânica particulada grossa (cpom), matéria orgânica particulada fina (fpom).....	24
Figura 2	Boxplots das variáveis que apresentação maior contribuição na explicação dos dados em escala de paisagem e dos mesohabitats em riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Brasil.....	25
Figura 3	Dendograma obtido pelo método de mínima variância de Ward's entre os riachos em área florestada (F), pastagem (P) e urbano (U). O ponto de corte esta sinalizado pela linha pontilhada.....	27
Figura 4	Métricas de riqueza, diversidade de Shannon Wiener e riqueza relativa dos taxa de EPT/[EPT + OHC] nas escalas de mesohabitat e paisagem analisada nos riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.....	28
Figura 5	Ordenação da similaridade de Bray-Curtis pelo método de escalonamento não métrico multidimensional (nMDS) dos dados da abundância de remanso e corredeira em nove riachos estudados Legenda: F = Floresta, P = Pastagem, U = Urbano.....	29

SEÇÃO II

Mapa 1	Área de estudo: riachos florestados (F), em pastagem (P) e urbanos (U) na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, , Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Fonte: IBGE 2010, PJF/PDDU, 2000; Datum Córrego Alegre.....	37
Figura 1	Análise de componentes principais com as variáveis ambientais obtidas em três riachos florestados (F), pastagem (P) e urbano (U), durante o período seco (S) e chuvoso (C). Profundidade (prof), largura (larg), velocidade da água (veloc), temperatura da água (temp), ph, condutividade elétrica	

	(Cond), turbidez (turb), oxigênio dissolvido (OD), fosforo total (PT), nitrato (NO3), nitrito (NO2) e amônia (NH4).....	41
Figura 2	Boxplots das variáveis que apresentação maior contribuição na explicação dos dados em escala de paisagem em dois períodos em riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Riachos florestados (F), pastagem (P) e urbano (U), durante o período seco (S) e chuvoso (C).....	42
Figura 3	Efeito na redução da cobertura vegetal sobre o aumento da temperatura da água em riachos de baixa ordem pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.....	46
Figura 4	Ordenação da análise de escalonamento multidimensional não métrico dos dados de composição de invertebrados obtidos em nove riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil, com diferentes impactos em dois períodos. Florestados (F), pastagem (P), urbano (U).....	47

LISTA DE TABELAS

SEÇÃO I

Tabela 1	Métricas analisadas e análise de variância nas escalas de mesohabitat e paisagem analisada nos riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.....	28
Tabela 2	Contribuição dos <i>taxa</i> analisados através da SIMPER responsáveis pela separação dos mesohabitats.....	29
Tabela 3	<i>Taxa</i> com potencial de indicação (IV) do mesohabitat e valor de significância obtido pelo teste de Monte Carlo aplicando 10.000 permutações, para os dois níveis (Corredeira e Remanso). Valor de indicação variando de 0 a 1.....	29

SEÇÃO II

Tabela 1	Análise de variância das variáveis ambientais e a identificação das categorias de uso da terra que apresentaram variação significativa, e em cada categoria por período em nove riachos de baixa ordem pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.....	46
Tabela 2	Análise de variância das métricas biológicas e a identificação das categorias de uso da terra que apresentaram variação significativa, e em cada categoria por período em nove riachos de baixa ordem pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.....	47
Tabela 3	Contribuição dos <i>taxa</i> analisados através da SIMPER responsáveis pela separação dos períodos.....	48
Tabela 4	<i>Taxa</i> com potencial de indicação (IV) de cada tipo de uso da terra em dois períodos (seco e chuvoso) e valor de significância obtido pelo teste de Monte Carlo aplicando 10.000 permutações, para os três níveis (Florestado, Pastagem e Urbano). Valor de indicador variando de 0 a 1...49	49

SUMÁRIO

SEÇÃO I:	Assembleias de invertebrados em mesohabitats de riachos com diferentes usos da terra.....	14
	Resumo.....	14
	Introdução.....	15
	Material & Métodos.....	16
	Resultados.....	23
	Discussão.....	30
	Conclusão.....	33
SEÇÃO II:	Influência do aumento da precipitação na avaliação ecológica de riachos tropicais.....	35
	Resumo.....	35
	Introdução.....	36
	Material & Métodos.....	37
	Resultados.....	39
	Discussão.....	49
	Conclusão.....	51
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....		52
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....		53

SEÇÃO I

ASSEMBLEIAS DE INVERTEBRADOS EM MESOHABITATS DE RIACHOS COM
DIFERENTES USOS DA TERRA

RESUMO

As características físicas do habitat são de grande importância para manutenção da diversidade da fauna de invertebrados de rios e riachos. Algumas variáveis físicas são determinantes na caracterização dos mesohabitats, refletindo em diferenças na composição, abundância e distribuição da macrofauna bentônica. Nosso objetivo foi verificar diferenças na estrutura das assembleias bentônicas entre remansos e corredeiras de riachos com diferentes tipos de paisagem e determinar as variáveis ambientais que mais contribuem para a distinção dos mesohabitats e das assembleias bentônicas associadas. Em nove córregos (urbano, florestado e pastagem) foram obtidos os principais substratos de cinco amostras de remansos e cinco de corredeiras, e medidas as variáveis abióticas da água. A análise de componentes principais indicou que os três primeiros eixos explicaram juntos 63,33% dos dados. Os mesohabitats de remanso e corredeira foram caracterizados por diferenças nas medidas de largura, profundidade, velocidade da água e disponibilidade de areia ultrafina que se acumulam em áreas de remanso, havendo nítida distinção destes habitats somente nos ambientes de pastagem e florestados. A maior porcentagem de cobertura florestal e oxigênio dissolvido distinguiram os ambientes florestados dos demais. A análise de escalonamento multidimensional não métrico mostrou clara distinção na composição das assembleias dos mesohabitats e entre os ambientes analisados. A análise de similaridade corroborou estes resultados. Foi possível concluir que a presença de diferentes mesohabitats nos córregos florestados e em área de pastagem contribuiu para a maior riqueza e diversidade de *taxa*, evidenciando a importância da heterogeneidade física do ambiente para o estabelecimento das assembleias bentônicas.

Palavras-chaves: Corredeira. Diversidade. Florestado. Heterogeneidade. Integridade de habitat. Pastagem. Remanso. Urbano.

INTRODUÇÃO

Riachos são pequenas frações de água disponíveis na terra, que têm recebido grande atenção para a conservação da sua biodiversidade (Allan e Flecker, 1993). Muito desta atenção se deve as mudanças antrópicas nas características do entorno que comprometem a dinâmica natural desses ecossistemas, e a complexidade física, qualidade dos habitats e da água disponível (Gregory *et al.*, 1991; Norris *et al.*, 1999; Allan, 2004; Clarke *et al.*, 2008). A remoção da vegetação ciliar, a sedimentação do canal, o enriquecimento orgânico e a alteração hidrológica são algumas das principais alterações resultantes do uso da terra, que condicionam modificações nos ecossistemas de riachos e na qualidade da água (Allan, 2004).

Por outro lado, mudanças naturais na estrutura do habitat lótico devido a variações na largura, profundidade, velocidade da água e disponibilidade de materiais de granulometria fina (Frissell *et al.*, 1986; Jowett, 1993; Wohl *et al.*, 1993; Cushing & Allan, 2001) resultam na formação de áreas de remansos e corredeiras, ou mesohabitats. A presença dessas unidades de habitat (Pardo e Armitage 1997) influencia na riqueza, abundancia e distribuição da fauna de invertebrados aquáticos (Logan e Brooker, 1983; Browne Brussock, 1991). Assim, estudos sobre as características estruturais das assembleias de invertebrados em mesoescala podem auxiliar no entendimento de como a heterogeneidade física do habitat determina a diversidade de invertebrados em riachos (Frissell *et al.*, 1986).

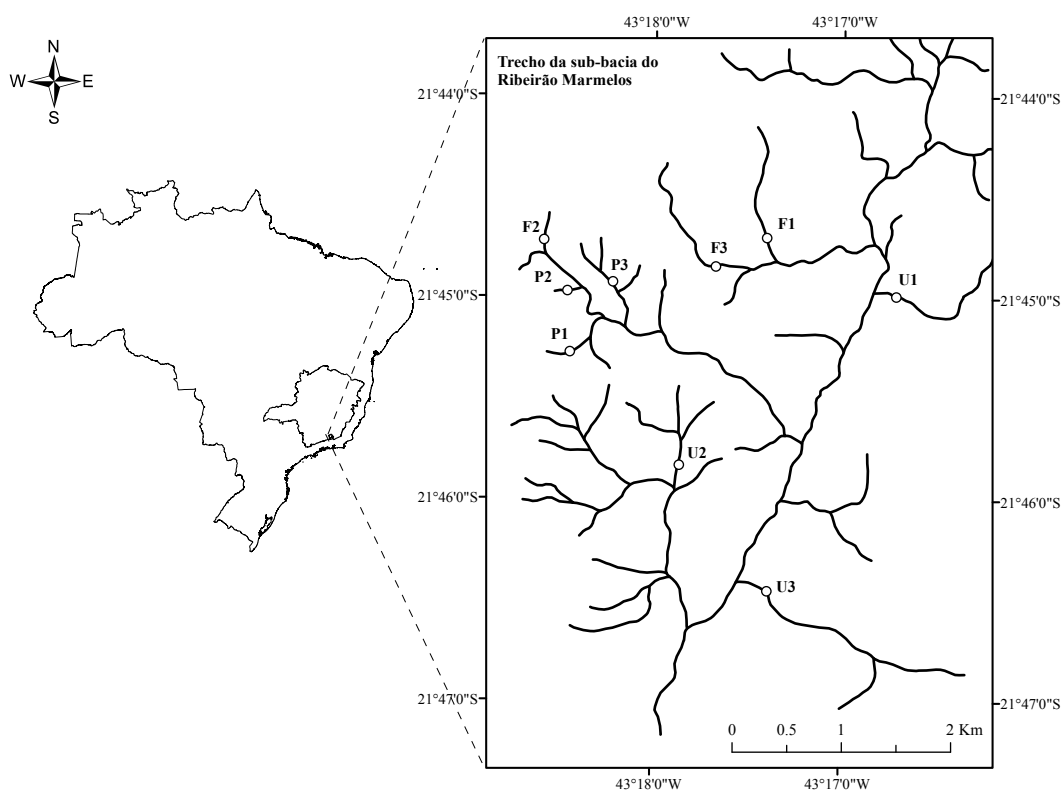
Logan e Brooker (1983) relataram a especificidade de alguns *taxa* na ocupação de determinado tipo de habitat; tais como Simuliidae, Baetidae e Hydropsychidae em corredeiras e alguns Mollusca, Coleoptera, Hemiptera e Odonata em remansos. Bonada *et al.* (2006) sugeriram uma ferramenta baseada na riqueza relativa entre Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e Odonata, Heteroptera e Coleoptera (OHC) para explicar diferenças entre remansos e corredeiras. As informações provenientes desses estudos auxiliam no entendimento de como a estrutura das assembleias de invertebrados é alterada diante das diferentes intervenções antrópicas.

O presente trabalho pretendeu testar as seguintes hipóteses; a) A distinção de remansos e corredeiras em riachos florestados é decorrente da maior conservação das características físicas e químicas desses ambientes, e resulta na distinção da composição das assembleias de

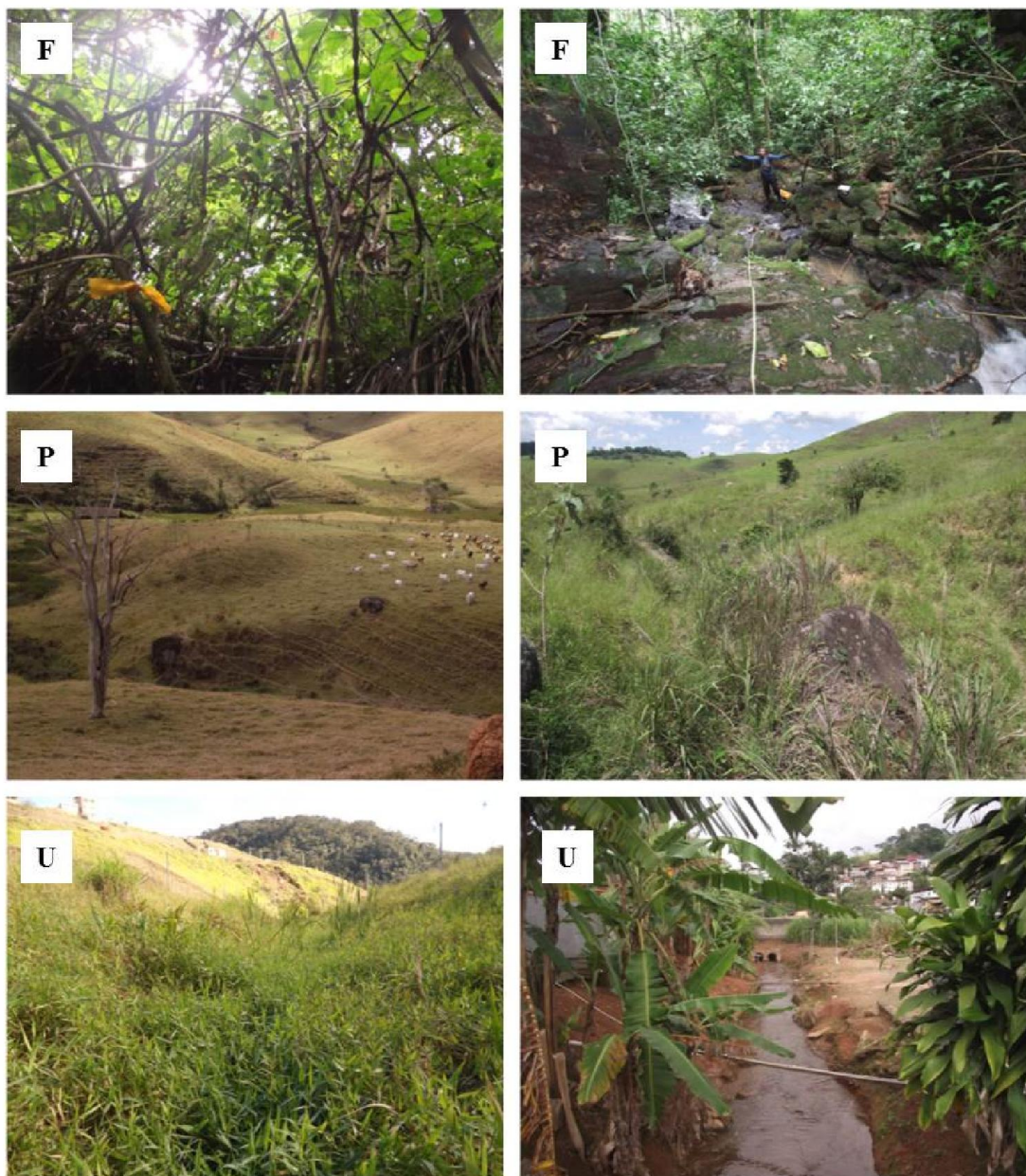
invertebrados em escala de mesohabitat; b) A diversidade local de invertebrados aquáticos será maior em riachos com maior integridade física e química. Assim, os objetivos do presente estudo foram: I - Identificar as principais variáveis abióticas responsáveis pela distinção dos mesohabitats e da paisagem; II - Verificar a influencia do tipo de uso da terra na estrutura e distribuição das assembleias de invertebrados.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em nove riachos de baixa ordem pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos localizada no sudeste do Brasil (Mapa 1). Os três riachos florestados e os três riachos em pastagem estão localizados em uma fazenda, que abrange 370 ha e apresenta um fragmento de Mata Atlântica em estágio de regeneração avançada, além de áreas destinadas à atividade pecuária (Fotografia 1). Por fim, os riachos urbanos se localizam ao sul desta fazenda, em área de urbanização recente (Bastos Neto *et al.*, 2009) com lançamento de efluente doméstico não tratado (Fotografia 1). De acordo com a Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério do Meio Ambiente, a região de estudo, está agrupada no “status” de extrema importância biológica para conservação de invertebrados (Brasil, 2002).



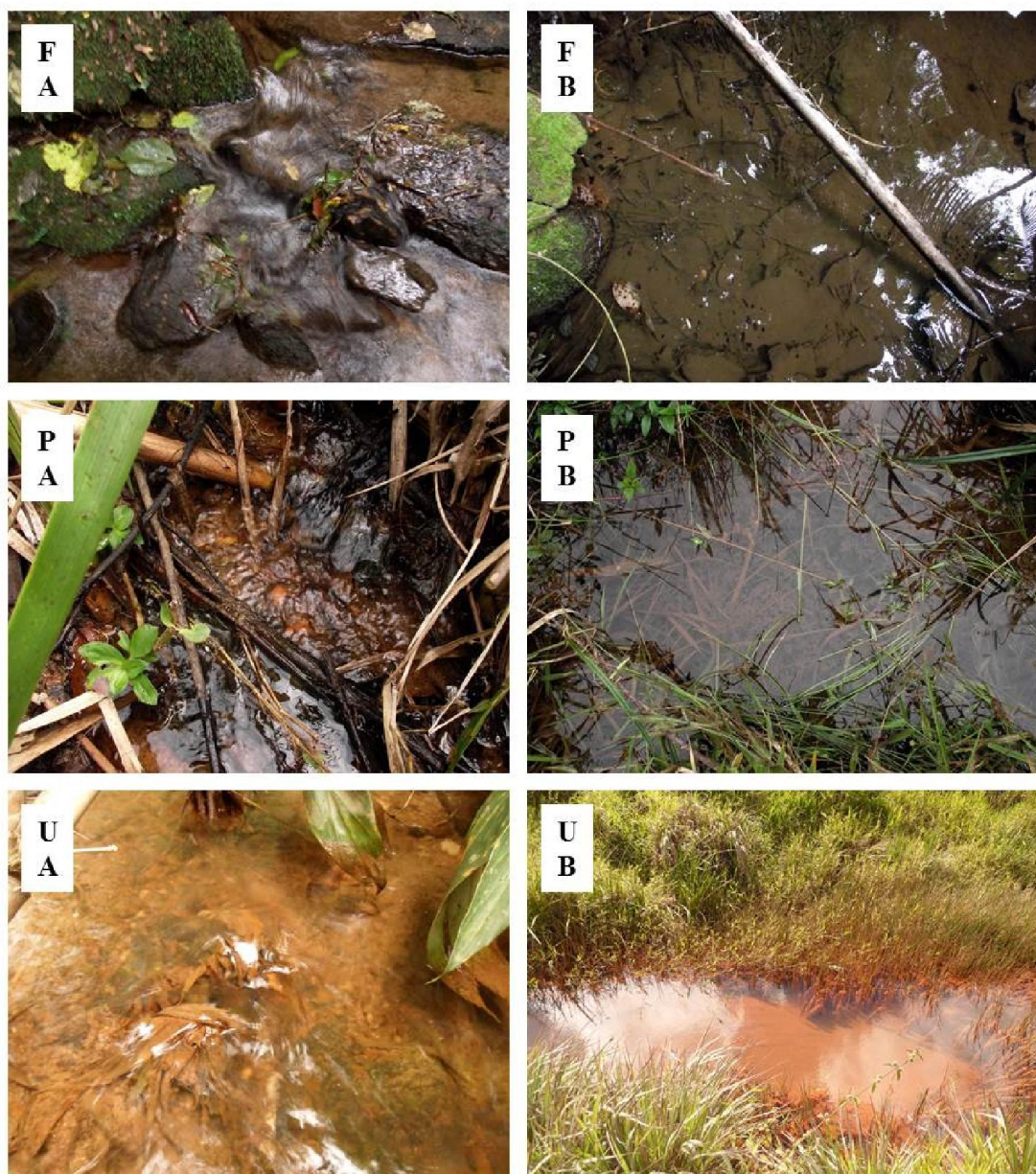
Mapa 1: Área de estudo: riachos florestados (F), em pastagem (P) e urbanos (U) na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Fonte: IBGE 2010, PJJ/PDDU, 2000; Datum Córrego Alegre.



Fotografia 1: Três ambientes com diferentes usos da terra na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, sudeste do Brasil. A – Florestado, B – Pastagem, U – Urbano.

Em cada riacho foi selecionado um trecho de aproximadamente 200 m de extensão, onde foram obtidos os principais substratos presentes em cinco remansos e cinco corredeiras (Fotografia 2), com coletor Surber (área 0,04 m² e malha 250 µm) (Fotografia 3). As coletas

foram realizadas no período de estiagem (agosto de 2012) em mesohabitats com distância média de 10m. No momento das coletas foram aferidas a velocidade do fluxo através do método do objeto flutuador (Martinelli e Krusche, 2007) (Fotografia 3), profundidade e largura dos mesohabitats, com auxílio de uma trena, e obtidos os dados de declividade entre os mesohabitats.



Fotografia 2: Mesohabitats de corredeira (A) e remanso (B) amostrados nos três ambientes analisados na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, sudeste do Brasil. F – Florestado, P – Pastagem, U – Urbano.

Os riachos selecionados foram avaliados através do Índice de Integridade de Habitat (IIH), proposto por Nessimian *et al.* (2008), que analisa diversos aspectos ambientais, tais como padrão do uso da terra, largura da vegetação ripária, estado de preservação da mata ciliar, dispositivos de retenção, sedimentos no canal, estrutura do barranco, leito do rio, corredeiras, vegetação aquática e detritos. O índice é expresso numericamente de 0 a 1 - valores mais próximos de 1 representam ambientes com os níveis mais elevados de integridade. Os dados obtidos a partir do HII foram categorizados em ambientes urbanos, pastagem e florestados. Os ambientes urbanos apresentaram valores de HII=0,22 a 0,23, os ambientes em pastagem com HII= 0,47 a 0,50 e ambientes florestados com HII= 0,90 a 0,99.

A análise granulométrica do sedimento foi realizada para cada amostra (mesohabitat) dos riachos por peneiramento, de acordo com o procedimento recomendado pela norma técnica NBR 7181/1982 (ABNT, 1982). Parte desse sedimento foi incinerada em mufla a 550°C por 4 horas, para determinar o teor de matéria orgânica através da diferença entre o peso das amostras antes e depois da queima. As frações do material particulado orgânico (POM) foram separadas em peneiras de malha de 1 mm e 53 µm e classificadas em duas frações: grossa ($2 > x > 1$ mm, CPOM) e fina ($1\text{mm} > x > 53\mu\text{m}$, FPOM) de acordo com Miliša *et al.* (2006).

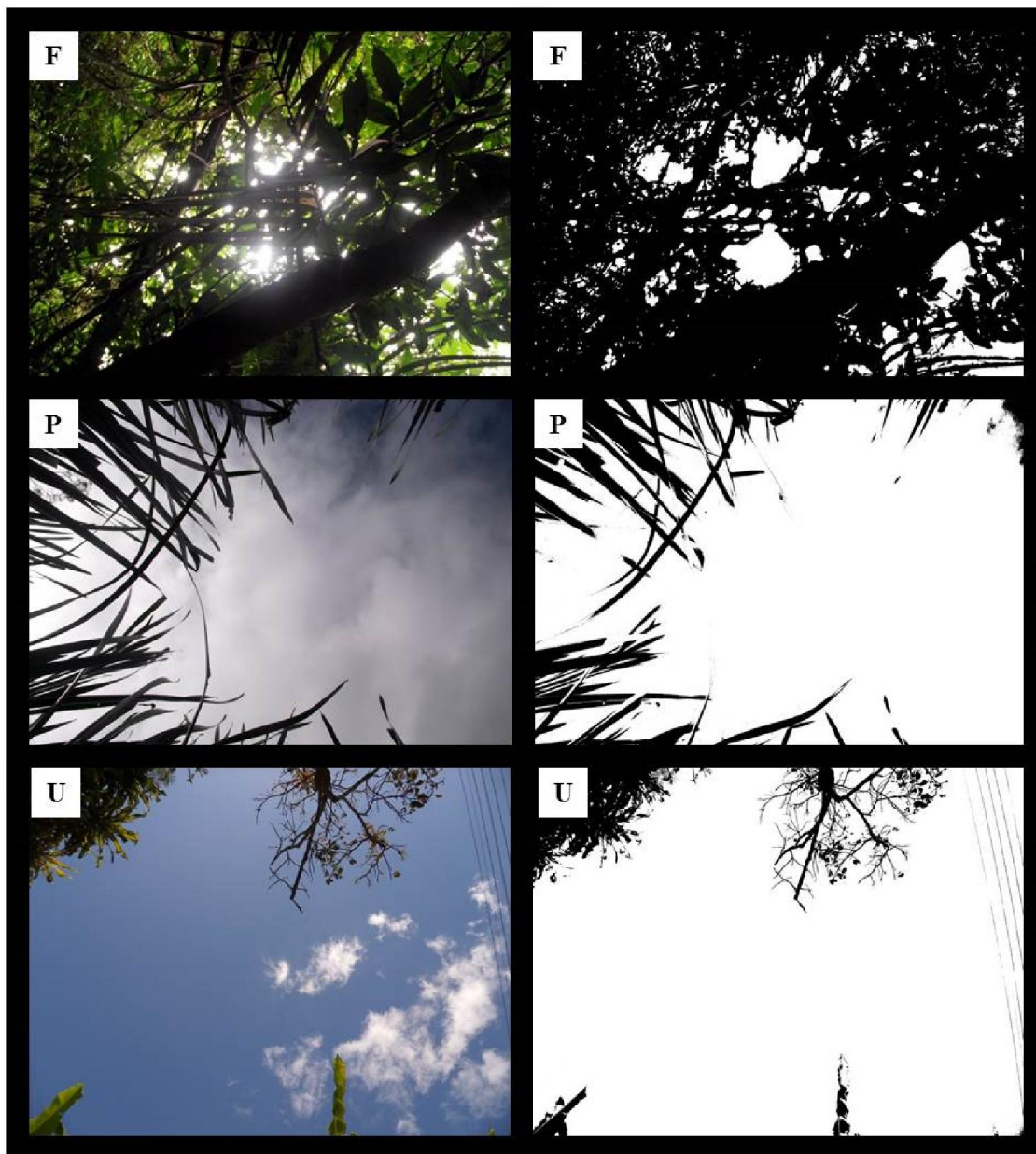
A porcentagem de cobertura do mesohabitat foi calculada através de fotografia digital a 10 cm da superfície dos mesohabitats de cada riacho. Para obtenção da imagem foi utilizada uma câmera FUJIFILM CCD com lente Fujinon 5 mm, gerando imagens de tamanho 4000 x 3000 / 12 Megapixel. As imagens obtidas foram convertidas em preto e branco e analisadas no software gratuito ImageJ (Rasband, 1997-2012) (Fotografia 4). O resultado obtido foi um valor médio em pixel, que variou de 0 para ausência de clareira, e 255 pixels para total entrada de luminosidade. Os valores obtidos foram convertidos em porcentagem.

Amostras de água foram obtidas em réplicas em cada mesohabitat, acondicionadas e transportadas em caixa de isopor com bolsas térmicas para serem analisadas no Laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Federal de Juiz de Fora. O material obtido foi posteriormente filtrado e armazenado em freezer para determinação das concentrações de nitrato (Crumpton *et al.*, 1992), nitrito (Strickland e Parsons, 1968), amônia (APHA, 1995) e fósforo total (Wetzel e Likens, 2001). Medidas de pH (Digimed DM-22), temperatura da água (Digimed DM-3p), oxigênio dissolvido (Instrutherm MO-900), condutividade elétrica (Digimed DM-3p) e turbidez (Lutron – TU-2016) foram obtidas “in situ” para as áreas de corredeira e remanso separadamente (Fotografia 3).

Os substratos obtidos foram lavados em peneira de malha de 150 μm de abertura e os organismos foram triados e acondicionados em álcool 70° GL. Os organismos bentônicos coletados foram identificados em nível taxonômico de família utilizando chaves específicas de McCafferty e Provonsha (1981), Merritt e Cummins (1996), Carvalho e Calil (2000), Pes *et al.* (2005), Domínguez e Fernández (2009) e Bouchard (2012). As larvas Chironomidae foram separadas em subfamílias e identificadas de acordo com Domínguez e Fernández (2009).



Fotografia 3: Material e métodos utilizados no momento da coleta: A - Amostrador Surber utilizado nas amostragens dos mesohabiatas e onde é armazenada a amostra. B - Método do objeto flutuador utilizado para registrar as medidas de velocidade do fluxo. C – Instrumentos analíticos utilização para medir o oxigênio dissolvido e a condutividade elétrica dos riachos amostrados.



Fotografia 4: Imagem obtida através de fotografia digital à dez centímetros da superfície do mesohabitat coletado, evidenciando a presença ou ausência de sombreamento. A esquerda a fotografia gerada pela câmera digital. Já à direita a imagem convertida em preto e branco para quantificação dos pixels e estimativa da porcentagem de sombreamento.

ANÁLISE DOS DADOS

Todo o tratamento estatístico utilizado foi realizado no programa R versão 2.15.0 (R Development Core Team, 2008), a partir de dados bióticos transformados ($\log(x + 1)$), e dados ambientais padronizados (*standardize*). Os pacotes do programa R utilizados nas análises foram: “cluster” (Maechler *et al.*, 2013), “gelus” (Hurley, 2012), “vegan” (Oksanen *et al.*, 2008), “MASS” (Venables e Ripley, 2002), “ade4” (Dray e Dufour, 2007) e “indicspecies” (De Cáceres e Legendre, 2009).

Variação ambiental

A análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada com as variáveis ambientais padronizadas para ordenar os locais de coleta de acordo com as condições físicas e químicas dos habitats e dos diferentes tipos de paisagem (Borcard *et al.*, 2011). O número de componentes principais (PCs) foi determinado considerando autovalores maiores que os gerados pelo método de Broken-stick. A análise de correlação de Pearson foi utilizada como critério de seleção para encontrar o melhor subconjunto de variáveis ambientais em escala de habitat e paisagem, considerando os maiores valores de correlação ($r > 0.6$). A análise de variância ANOVA one-way foi realizada para checar quais variáveis físicas e químicas tiveram variação significativa entre os mesohabitats e tipos de paisagem. Esta análise também foi utilizada para testar a variação entre os mesohabitats em cada ambiente utilizando o eixo que melhor explicou a separação entre os mesohabitats na PCA. As variáveis que apresentarem maior explicação ($r > 0.6$) nos eixos da PCA foram resumidas em boxplot (mediana, primeiro quartil, terceiro quartil) e removidos os valores discrepantes.

Os valores do índice de integridade de habitat (IIH) foram utilizados para agrupar os ambientes aquáticos estudados de acordo com a dissimilaridade de suas características físicas, através do método de mínima variância de Ward's, e considerando um ponto de corte de 50%.

Assembleias dos Mesohabitats

A estrutura da comunidade foi determinada através da abundância numérica, riqueza taxonômica, uniformidade de Pielou (Magurran, 2004), índice de diversidade de Shannon-Wiener (Magurran, 1988), abundâncias relativas dos *taxa* Ephemeroptera, Plecoptera e Ephemeroptera (EPT) e da família Chironomidae. A riqueza relativa de EPT e de Odonata, Coleoptera e Heteroptera (OHC) foi calculada através da relação $(EPT/[EPT+OHC])$ para os mesohabitats e tipos de paisagem (Bonada *et al.*, 2006). A análise de variância ANOVA one-

way foi realizada para comparar a variação dos dados entre os mesohabitats e tipos de paisagem.

O Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS; Bray Curtis matriz de distância de dissimilaridade) foi utilizada para ordenar os mesohabitats e riachos de acordo com a composição faunística dos mesmos. A representação da ordenação foi plotada quando apresentaram correlação significativa ($p \leq 0.05$); considerando um número máximo de interações (maxit=100). Análise de similaridade (ANOSIM) foi utilizada para testar diferenças na composição entre os habitats (remanso e corredeira) e entre os tipos de paisagem. A análise de SIMPER foi utilizada para identificar quais taxa contribuíram preponderantemente para dissimilaridade entre os mesohabitat baseado na abundância média (Clarke, 1993). A análise de espécies indicadoras (Dufrêne e Legendre, 1997) foi usada para determinar *taxa* com preferências por determinado mesohabitat. Os dados obtidos foram submetidos ao teste de Monte Carlo aplicando 10.000 permutações, para os dois níveis (remanso e corredeira).

RESULTADOS

Variação ambiental

A análise de componentes principais indicou que os três primeiros eixos explicaram juntos 63,33% dos dados (Figura 1A e B). No primeiro eixo as medidas de nitrito, cobertura vegetal, oxigênio dissolvido, amônia, nitrato, condutividade elétrica, turbidez, areia grossa e fosforo total foram as variáveis com maior contribuição na distinção entre os tipos de paisagem (Fig. 1A e 2). O segundo eixo teve correlação com a maior disponibilidade de areia ultrafina nos remansos e velocidade da água nas corredeiras (Figura 1A e 2P, Q). O terceiro eixo explicou a variação entre os riachos florestados e em pastagem, indicada pelos maiores valores de pH e temperatura da água (Figura 1B e 2F, L).

Os riachos urbanos tiveram relação positiva como a maior disponibilidade de nitrato, nitrito, amônia, fosforo total, condutividade elétrica e turbidez e uma relação inversa com a saturação do oxigênio dissolvido e cobertura vegetal (Figura 1). Além disso, os riachos florestados se distinguiram pela maior porcentagem de cobertura vegetal, maior saturação do oxigênio dissolvido, menor temperatura da água, e menores valores de profundidade da água (Figura 2E, F, G, H). Foi possível observar a separação entre os mesohabitats nos ambientes florestados e de pastagem. Já nos riachos urbanos essa distinção não foi evidente ($F=0.144$, $df=2$, $p=0.867$). As medidas de largura, profundidade e disponibilidade de areia ultrafina foram significativamente maiores em remansos (Figura 2N, O, Q).

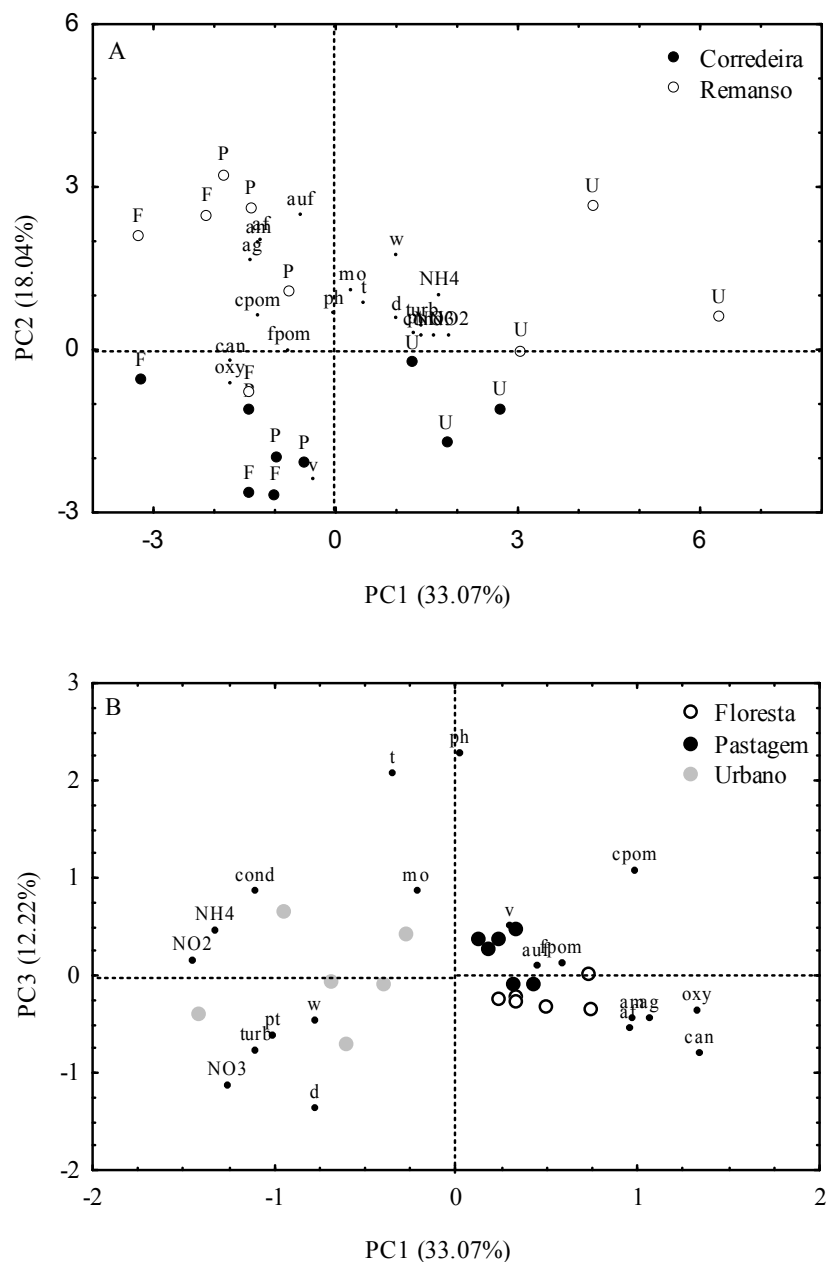
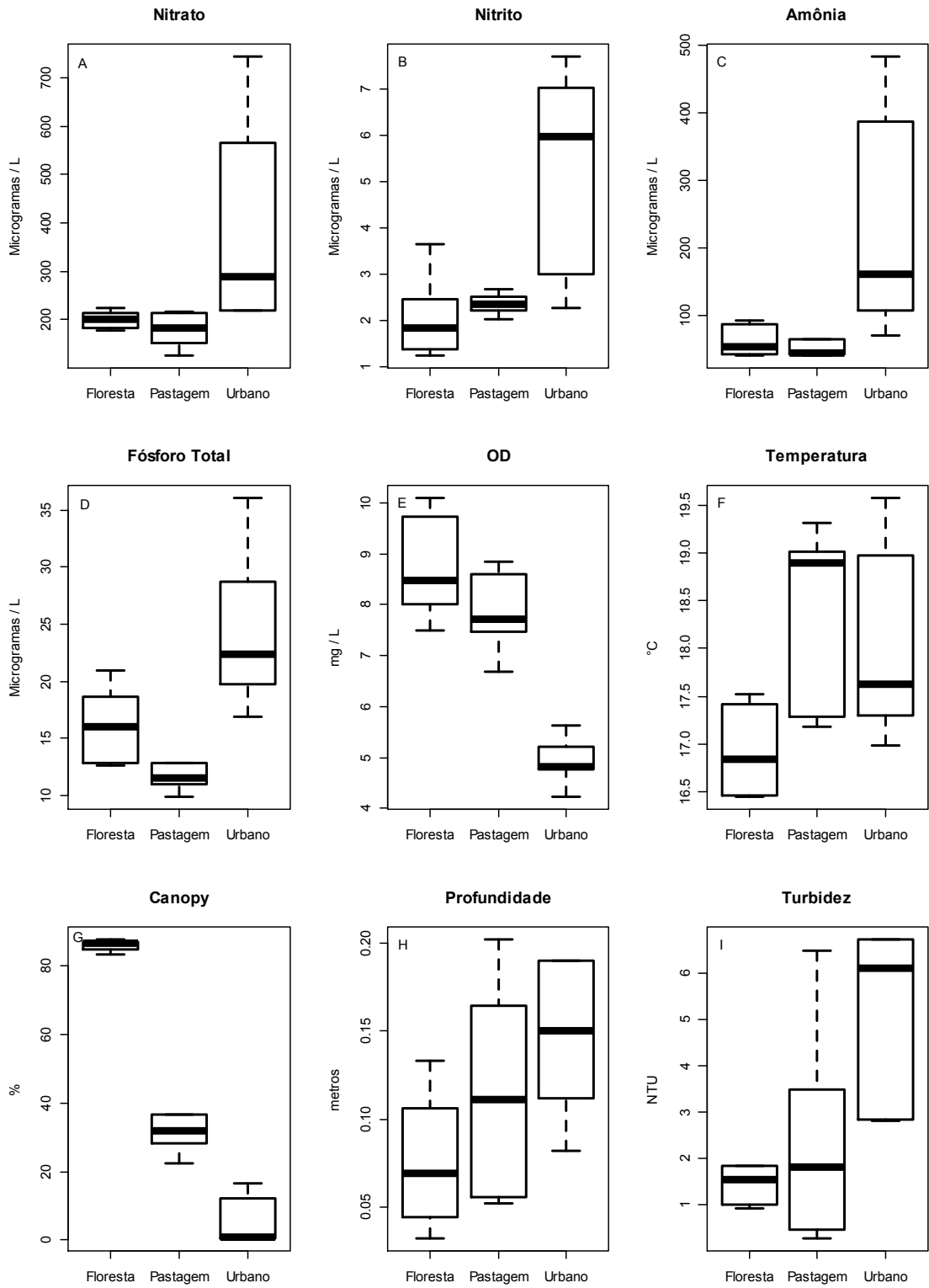


Figura 1. Análise de componentes principais com as variáveis ambientais obtidas nos mesohabitats de remanso e corredeira em três riachos florestados (F), pastagem (P) e urbano (U). Profundidade (d), largura (w), velocidade da água (v), areia ultrafina (auf), areia fina (af), areia média (am), areia grossa (ag), temperatura da água (t), ph, turbidez (turb), oxigênio dissolvido (oxy), porcentagem de cobertura vegetal (can), fosforo total (pt), nitrato (NO₃), amônia (NH₄), nitrito (NO₂), porcentagem de matéria orgânica (mo), matéria orgânica particulada grossa (cpom), matéria orgânica particulada fina (fpom).

A declividade média dos mesohabitats variou significativamente entre os riachos, apresentando maiores valores nos ambientes florestados e pastagem e menores valores nos

ambientes de urbanos ($F = 6,142$; $GL = 2$; $p = 0,035$). A quantidade de matéria orgânica particulada fina (FPOM), matéria orgânica particulada grossa (CPOM), porcentagem de matéria orgânica, e as frações de areia grossa, média e fina não apresentaram diferença significativa entre os mesohabitats e entre os diferentes tipos de paisagem.



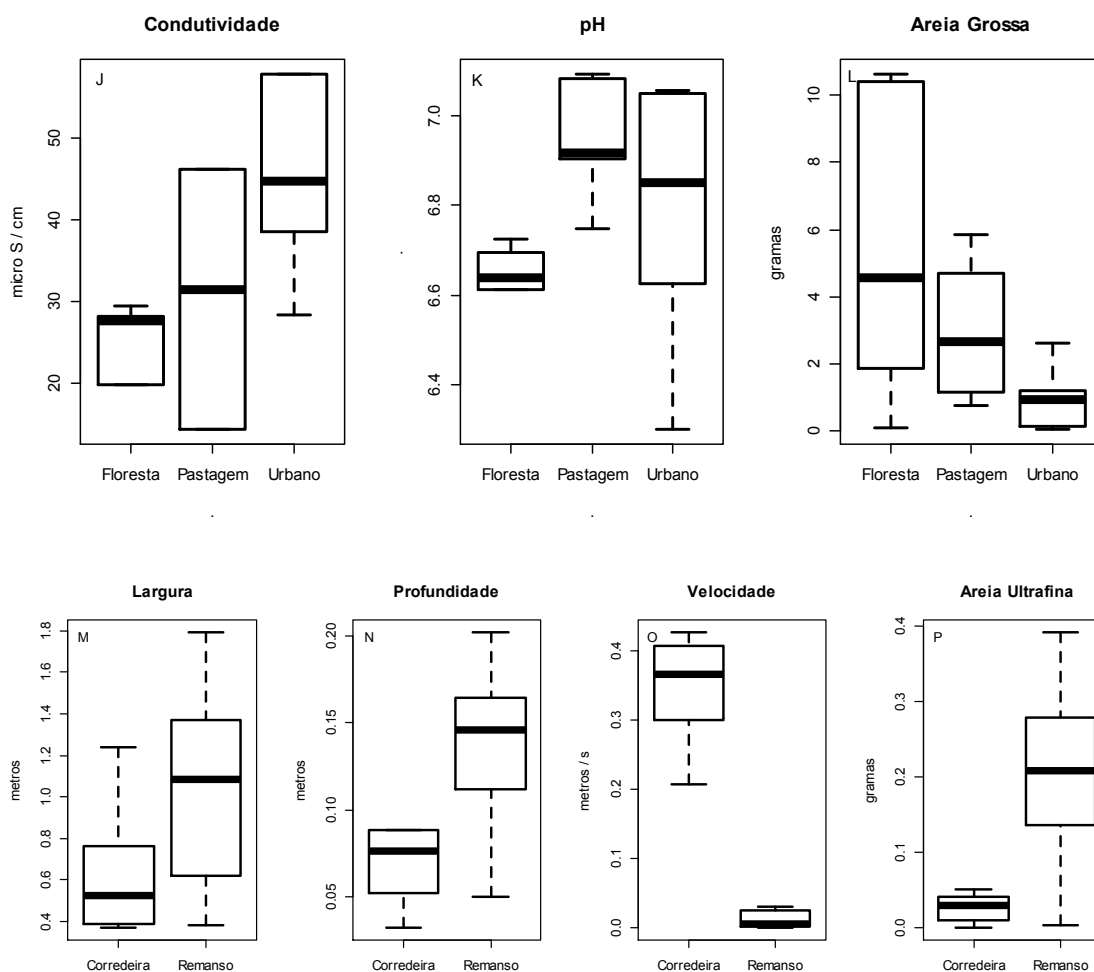


Figura 2. Boxplots das variáveis que apresentação maior contribuição na explicação dos dados em escala de paisagem e dos mesohabitats em riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Brasil

O índice de integridade habitat (IIH) mostrou a formação de dois grupos distintos, alterados (pastagem e urbano) e florestado (Figura 3). O grupo dos riachos florestados foi caracterizado pela predominância de vegetação ciliar cobrindo a maior parte do leito do córrego, canal com pedras, folhas e material lenhoso como substratos predominantes. O subgrupo composto por riachos localizados em áreas de pastagem foi caracterizado pelo predomínio de gramíneas como vegetação marginal, presença de rochas cobertas com sedimento, escavação das margens do barranco, banco de sedimento e pedras, areia, silte e emaranhados de algas, algumas plantas vasculares e poucos musgos. O subgrupo formado por riachos urbanos, caracterizou-se por apresentar riachos com predomínio de gramíneas como vegetação marginal, canal predominantemente arenoso, poucas obstruções, bancos instáveis

com solo e areia soltos, facilmente perturbáveis, fundo uniforme de silte e areia livre, substrato de pedra ausente.

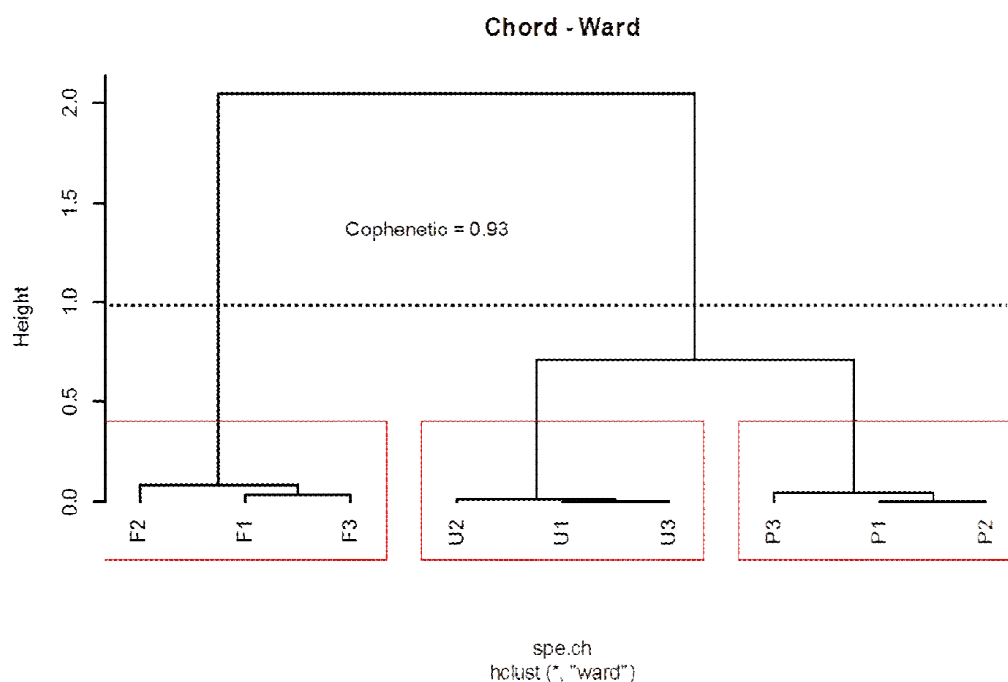


Figura 3. Dendrograma obtido pelo método de mínima variância de Ward's entre os riachos em área florestada (F), pastagem (P) e urbano (U). O ponto de corte está sinalizado pela linha pontilhada.

Assembleias dos Mesohabitats

Um total de 26.724 invertebrados foi identificado em todo estudo, distribuídos em 74 *taxa*. Os insetos foram representados por 62 *taxa* (86% da abundância total) e os demais grupos de invertebrados por 12 *taxa* (14% da abundância total). Os dados de estrutura da comunidade não apresentaram distinção significativa quanto a métricas analisadas em escala de mesohabitat (Tabela 1), com exceção da composição de *taxa* e da relação EPT/(EPT+OHC). Já em escala de paisagem, a riqueza e a diversidade foram significativamente menores nos riachos urbanos comparados aos florestados (Tabela 1 e Figura 4A, B). Os valores de riqueza relativa de EPT/(EPT+OHC) diferiram significativamente ($H=3,97$; $GL=1$, $p=0,04$) entre os mesohabitats (Figura 4C), e entre os ambientes florestados e de pastagem ($H=4,34$; $GL=1$; $p=0,03$) (Figura 4D).

Tabela 1. Métricas analisadas e análise de variância nas escalas de mesohabitat e paisagem analisada nos riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

	Mesohabitat			Landscape	
	Stat	Stat	p value	Stat	p value
Shannon-Wiener	ANOVA	0.336	0.57	3.908	0.043
Richness	ANOVA	1.178	0.294	8.43	0.003
Pielou's evenness	ANOVA	0.087	0.772	1.074	0.367
Abundance	Kruskal Wallis	3.276	0.07	3.929	0.14
% Chironomidae	Kruskal Wallis	0.095	0.757	0.081	0.959
% EPT	Kruskal Wallis	3.276	0.07	10.432	0.005

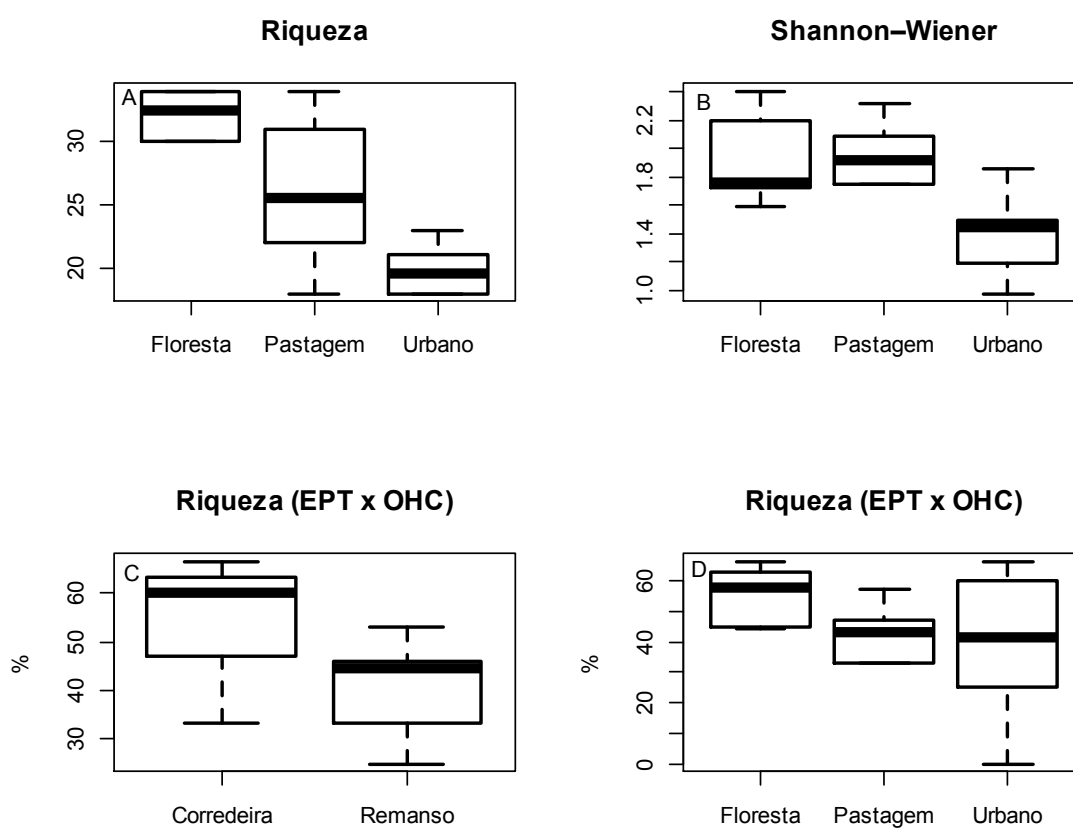


Figura 4. Métricas de riqueza, diversidade de Shannon Wiener e riqueza relativa dos *taxa* de EPT/[EPT + OHC] nas escalas de mesohabitat e paisagem analisada nos riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

Foi evidenciado na NMDS a separação entre os mesohabitats de remanso e corredeira entre os diferentes tipos de paisagem (Figura 5). O teste de ANOSIM corroborou a distinção na composição das assembleias de remanso e corredeira ($R = 0,608$; $p = 0,001$) e revelou

diferenças entre os riachos florestados, pastagem e urbano ($R= 0,422;p= 0,001$). Na análise de SIMPER os taxa responsáveis pela diferenciação dos habitats foram: Chironominae (31,06%), Orthoclaadiinae (21,55%), Ostracoda (6,58%), Simuliidae (6,36%), Tanypodinae (5,20%) e Turbellaria (5,05%), assim como pela separação dos ambientes, com contribuição mínima de 5% na composição da fauna total (Tabela 2).

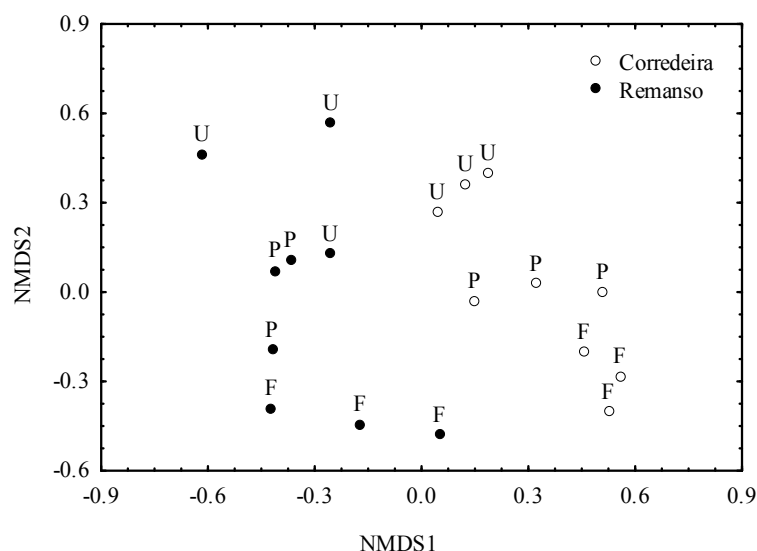


Figura 5. Ordenação da similaridade de Bray-Curtis pelo método de escalonamento não métrico multidimensional (nMDS) dos dados da abundância de remanso e corredeira em nove riachos estudados. Legenda: F = Floresta, P = Pastagem, U = Urbano

Tabela 2. Contribuição dos *taxa* analisados através da SIMPER responsáveis pela separação dos mesohabitats.

<i>Contraste</i>	Explicação acumulada (%)	Abundância média	
		Corredeira	Remanso
Chironominae	31.06	887.11	421.89
Orthoclaadiinae	52.61	571.89	43.33
Ostracoda	59.19	12.78	116.67
Simuliidae	65.55	109.00	1.00
Tanypodinae	70.75	47.22	106.67
Turbellaria	75.80	103.44	25.33

Os *taxa* com potencial de indicação do mesohabitat de corredeira foram Simuliidae, Baetidae, Hydropsychidae, Calopterygidae, Dixidae, Gripopterygidae, Empididae, Tipulidae e Leptohyphidae. Os indicadores do mesohabitat de remanso foram Sphaeriidae e Copepoda (Tabela 3).

Tabela 3. *Taxa* com potencial de indicação (IV) do mesohabitat e valor de significância obtido pelo teste de Monte Carlo aplicando 10.000 permutações, para os dois níveis (Corredeira e Remanso). Valor de indicação variando de 0 a 1.

Corredeira		
Taxon	IV	p
Simuliidae	0.995	0.005
Baetidae	0.984	0.005
Hydropsychidae	0.939	0.005
Calopterygidae	0.857	0.005
Dixidae	0.842	0.02
Gripopterygidae	0.816	0.01
Empididae	0.79	0.04
Tipulidae	0.735	0.04
Leptohyphidae	0.734	0.04
Remanso		
Taxon	IV	p
Sphaeriidae	0.977	0.005
Copepoda	0.87	0.01

DISCUSSÃO

Variáveis ambientais

A hipótese de que a maior diferenciação ambiental dos mesohabitats ocorre nos riachos florestados foi corroborada neste estudo. No entanto, isto também ocorreu nos riachos em pastagem, provavelmente por apresentarem fluxos bem definidos, com distintas áreas de fluxos mais rápidos e lentos, além da maior disponibilidade de frações de areia ultrafina, maior largura e profundidade da água nos remansos. A velocidade da água e a granulometria do sedimento são importantes parâmetros que auxiliam na identificação de mesohabitats de corredeira e remanso (Wohl *et al.*, 1993, Cushing e Allan, 2001). De acordo com Wohl *et al.* (1993) a profundidade relativa dos remansos é um indicativo do desenvolvimento das sequências de remansos e corredeiras, que nos permite associar com a capacidade do fluxo em modificar o canal. Além disso, analisando as variáveis associadas ao segundo eixo da análise de componentes principais, observamos maior amplitude de variação nos valores dos escores dos riachos florestados e de pastagem, comparada a variação dos escores dos riachos urbanos.

A velocidade da corrente é uma variável física complexa, uma vez que possibilita uma gama de condições ambientais e interfere em características bióticas e abióticas, como por exemplo, a deposição de partículas finas em suspensão no canal e onde serão depositadas. Estas características, por sua vez, podem favorecer ou não o estabelecimento de determinados grupos de invertebrados. Assim, o fluxo da água atua modelando os substratos, além de

disponibilizar recursos alimentares para a fauna, criando configurações variadas de habitat, com relatado por Frissel *et al.* (1986).

A presença da vegetação ciliar influencia nas características dos riachos, como por exemplo, em áreas de maior declividade propicia maior estabilidade das margens (Gregory *et al.*, 1991) e determina a composição do substrato orgânico (Montgomery *et al.*, 1995) e inorgânico (Wohl *et al.*, 1993; Cushing e Allan, 2001) do leito. Deste modo, tem relação direta com a configuração das características físicas dos riachos, qualidade do alimento disponível e, conseqüentemente, na dinâmica dos organismos associados (Gregory *et al.*, 1991; Allan, 2004; Robinson *et al.*, 2002). No presente estudo, as modificações nas características naturais dos riachos estudados, constatadas pelo Índice de Integridade de Habitat (IIH), demonstrou que a remoção da mata ciliar influenciou diretamente na composição dos substratos do leito e nas características físicas e químicas da água.

Em riachos de baixa ordem a vegetação ciliar, atua como regulador térmico por propiciar maior sombreamento (Cushing e Allan, 2001; Allan e Castillo, 2007), e limita a quantidade máxima de oxigênio dissolvido na água (Lampert e Sommer, 1997; Cushing e Allan, 2001; Allan e Castillo, 2007). Isso corrobora com os valores de oxigênio dissolvido registrados no presente estudo, onde a menor amplitude térmica juntamente com a pequena profundidade, favoreceu a maior concentração de oxigênio dissolvido nos riachos florestados.

Já nos riachos urbanos, onde os menores valores de oxigênio dissolvido foram registrados, valores significativamente maiores da condutividade elétrica, amônia e nitrito disponíveis na água foram observados. De acordo com Wetzel e Likens (2001), variações significativas nestas variáveis podem estar associadas à alteração na qualidade da água, uma vez que as atividades humanas contribuem com elevada carga de nutrientes para os riachos (Cushing e Allan, 2001; Doods, 2002), resultando no aumento dos níveis de amônia e nitrito. Entretanto, comparando os resultados obtidos neste estudo, com outros trabalhos realizados na região sudeste do Brasil (Jordao *et al.*, 2005, 2007; Tupinambás *et al.*, 2007), observamos que os valores de amônia e nitrito dos riachos urbanos, embora mais elevados, ainda são inferiores aos relatados na literatura para ambientes impactados por efluentes domésticos, e mais semelhantes a riachos mesotróficos (Dodds e Whiles, 2010). Isto pode ser explicado pela baixa intensidade do processo de urbanização na área de estudo. Já os maiores valores registrados de condutividade elétrica provavelmente esteja relacionado à disponibilidade dos sais de amônia dissolvidos na água e maior entrada de sedimentos nos riachos. Além das alterações químicas na água, a ausência da vegetação ciliar nos riachos urbanos favoreceram o transporte e deposição de sedimento no canal e a entrada de sais oriundos da lixiviação do

solo. Tais eventos promovem a homogeneização dos substratos comprometendo a dinâmica da sequencia de remansos e corredeiras, resultando na menor distinção observada entre os mesohabitats. .

Assembleias dos Mesohabitats

Neste estudo, a hipótese de que a diferenciação das assembleias entre mesohabitats seria maior nos riachos florestados foi corroborada. A maior heterogeneidade física dos habitats em ambientes florestados, acompanhada das condições físicas e químicas desses ambientes, como a maior taxa de oxigênio dissolvido, menor temperatura da água e menores quantidades de nutrientes dissolvidos são fatores que propiciam maior riqueza e diversidade de invertebrados, além da maior distinção da composição faunística entre mesohabitats. Tais fatores explicam as diferenças nas métricas das assembleias de invertebrados em relação aos demais tipos de paisagem estudados.

Já a similaridade encontrada na riqueza e diversidade entre os mesohabitats nos riachos florestados e em pastagem pode ser explicada pela maior conectividade dos mesohabitats em córregos de baixa ordem (Bonada *et al.*, 2006), pois possibilita a frequente formação e reformulação dos habitats (Clifford, 1993) que podem resultar em semelhanças na estrutura das assembleias associadas.

A família Chironomidae teve a maior representação numérica nos riachos estudados e contribuiu na distinção da composição faunística entre os mesohabitats e tipos de paisagem. Em corredeiras a maior participação da subfamília Orthocladiinae e Chironominae pode estar relacionado às adaptações destas larvas a áreas de maior fluxo, como a construção de casulos que se prendem ao substrato e ao hábito alimentar das larvas que filtram partículas orgânicas trazidas pela corrente (Kikuchie Uieda, 2005). Além dessas características, muitos Chironomidae apresentam adaptações que permitem seu estabelecimento em habitats impactados antropicamente, como a capacidade de viver em condições de baixa disponibilidade de oxigênio na água, o que pode justificar a grande abundância do grupo nos ambientes urbanos (Oliver, 1971; Saether, 1979; Sanseverinoe Nessimian, 2001; Aburayae Callil, 2007).

A expressiva participação de *taxa* de invertebrados não insetos observada nos remansos e corredeiras contribuiu na distinção desses habitats, tanto pela maior abundância, como Ostracoda em remanso e Turbellaria em corredeira, como pela combinação da frequência de ocorrência com a abundância (Sphaeriidae e Copepoda). Estes resultados reforçam a importância da frequência de mesohabitats para o estabelecimento dos diferentes

grupos de invertebrados em riachos, (Allen e Dodson, 2011). Do ponto de vista ecológico, a presença desses invertebrados nos diferentes mesohabitats pode ser explicada pela associação que podem estabelecer com insetos predadores, parasitos ou competidores (McCafferty e Provonsha, 1981).

A especificidade dos *taxa* com determinado mesohabitat foi constatada no presente estudo. Estudos que registraram a distinção taxonômica entre mesohabitats de remanso e corredeira ressaltam a predominância de organismos EPT em corredeira e OHC em remanso (Logane Brooker, 1983; Bonada *et al.*, 2006), assim como observado neste estudo, onde a maior razão EPT / (EPT+OHC) ocorreu em áreas de corredeira. Isso provavelmente se deve às características particulares de cada grupo; como a maior adaptação dos organismos Ephemeroptera, Plecoptera e Placoptera a áreas de maior velocidade de fluxo, propiciada pela presença de estruturas de fixação para evitar o carreamento ou realizar trabalhos energeticamente caros para manter sua posição no habitat (Cushinge Allan, 2001; Bagatini *et al.*, 2012). Já os Odonata, Heteroptera e Coleoptera apresentam distribuição ampla, sendo também observados em áreas de deposição e substrato macio, dada a menor ou quase ausente movimentação superficial da água nessas áreas, fatores que favorecem a presença dos organismos com hábito de vida patinador (Heteroptera) e os construtores de tocas profundas nos substratos (McCafferty e Provonsha, 1981; Hilsenhoff, 2001).

O grupo Ostracoda foi observado nos ambientes de pastagem (121 indivíduos) e urbano (1044 indivíduos). A participação deste grupo nestes ambientes está relacionada ao modo de vida desses organismos, pois são filtradores, habitantes de corpos d'água temporários e/ou permanentes ou águas paradas. Muitas espécies são bentônicas e ocorrem em locais onde a velocidade do fluxo é muito pequena ou ausente, podendo inclusive estarem associados à habitats marcados pelo acúmulo de sedimento fino e raízes (McCafferty e Provonsha, 1981), como constatado para os riachos de pastagem neste estudo. Os Ostracoda são organismos ubíquos e apresentam representantes com diferentes graus de sensibilidade e tolerância a diferentes concentrações de oxigênio dissolvido, como observado por Allen e Dodson (2011). Além disso, tais autores relataram a maior abundância do grupo em ambientes enriquecidos organicamente, com maiores valores de condutividade elétrica e pH, o que pode explicar a maior abundância do grupo nos riachos urbanos do presente estudo. Além disso, a maior abundância encontrada nesse estudo dos Ostracoda em remanso, pode estar relacionada à maior profundidade no mesohabitat e sua característica de deposição de materiais de granulometria fina e de substâncias orgânicas, que influenciam na distribuição e na abundância.

CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo nos permitiram concluir que modificações nas características naturais de riachos de baixa ordem como a retirada de vegetação riparia acarretam em perdas na heterogeneidade de habitats e da diversidade faunística. As variáveis físicas determinantes da diferenciação dos mesohabitats foram as medidas de largura, profundidade, velocidade e disponibilidade de frações ultrafinas de areia. Os mesohabitats de corredeira foram caracterizados pela maior influência da velocidade e disponibilidade de substrato grosseiro, menores valores de largura e profundidade. Já o remanso foi caracterizado pela deposição de frações de areia ultrafina e pela maior largura e profundidade. A riqueza relativa dos *taxa* Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Odonata, Heteroptera e Coleoptera foi eficiente na distinção da fauna entre os ambientes e indicativa das modificações no tipo de paisagem.

SEÇÃO II

INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO SOBRE A ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO DE
INVERTEBRADOS EM RIACHOS TROPICAIS

RESUMO

Em períodos de maior intensidade pluviométrica a vegetação ciliar diminui os efeitos das chuvas sobre o leito de riachos, pois reduz a mobilidade dos materiais do entorno e favorece a maior absorção da água da chuva. Deste modo, espera-se que maiores modificações na estrutura e distribuição das assembleias de invertebrados, em decorrência do aumento das chuvas, ocorram em ambientes com menor cobertura vegetal. Para verificar a influência das chuvas em riachos localizados em áreas sob diferentes usos da terra, foram coletadas cinco amostras de corredeira nos períodos de seca e chuva em nove riachos (três florestados, três em pastagem, e três urbanos). Em cada ambiente foram obtidas amostras da fauna de invertebrados e tomadas medidas de variáveis físicas e químicas. A análise de componentes principais indicou que os dois primeiros eixos explicaram 56,29 % dos dados. As medidas de temperatura, velocidade, condutividade elétrica, amônia, nitrito e fósforo total foram as variáveis que melhor explicaram a distinção entre os períodos. Adicionalmente, as medidas de temperatura, turbidez e nitrato foram as variáveis que apresentaram interação entre o uso da terra e a variação entre os períodos. Já em relação à fauna com os períodos, não foi identificada variação significativa na composição, porém observou-se a diminuição significativa da riqueza em pastagem e da diversidade nos riachos urbanos. A ausência de variação nas assembleias nos riachos florestados pode estar associada principalmente à presença da vegetação no entorno dos riachos. A vegetação ciliar atuou como componente chave na maior estabilidade dos habitats no período chuvoso, uma vez que nos ambientes florestados a estrutura da fauna se manteve constante. Embora a temperatura da água tenha variado em todos os ambientes, essa variação foi mais acentuada nos ambientes urbanos, onde também foi possível registrar a maior vulnerabilidade dos substratos e da fauna associada.

Palavra chave: Chuva. Diversidade. Florestado. Temperatura.

INTRODUÇÃO

A investigação sobre a distribuição e abundância dos organismos aquáticos têm sido uma das principais preocupações de ecologistas de riachos, uma vez que esses ecossistemas são o foco para conservação de grande diversidade de espécies. Segundo Shuvartz *et al.* (2008) a estrutura e distribuição dos invertebrados aquáticos de riachos variam com o grupo analisado e o período hidrológico.

A variabilidade do fluxo em decorrência do aumento pluviométrico em riachos tropicais acarreta alterações significativas na composição das assembleias, seja pela instabilidade dos substratos (Henriques-Oliveira *et al.*, 2003; Aburayae Callil, 2007; Rosa *et al.*, 2013b) ou pela retenção de invertebrados trazidos pela maior correnteza por alguns microhabitats que oferecem maior possibilidade de abrigo para esta fauna, como os tapetes de briófitas e pedras de diferentes tamanhos (Rosa *et al.*, 2011 e 2013a).

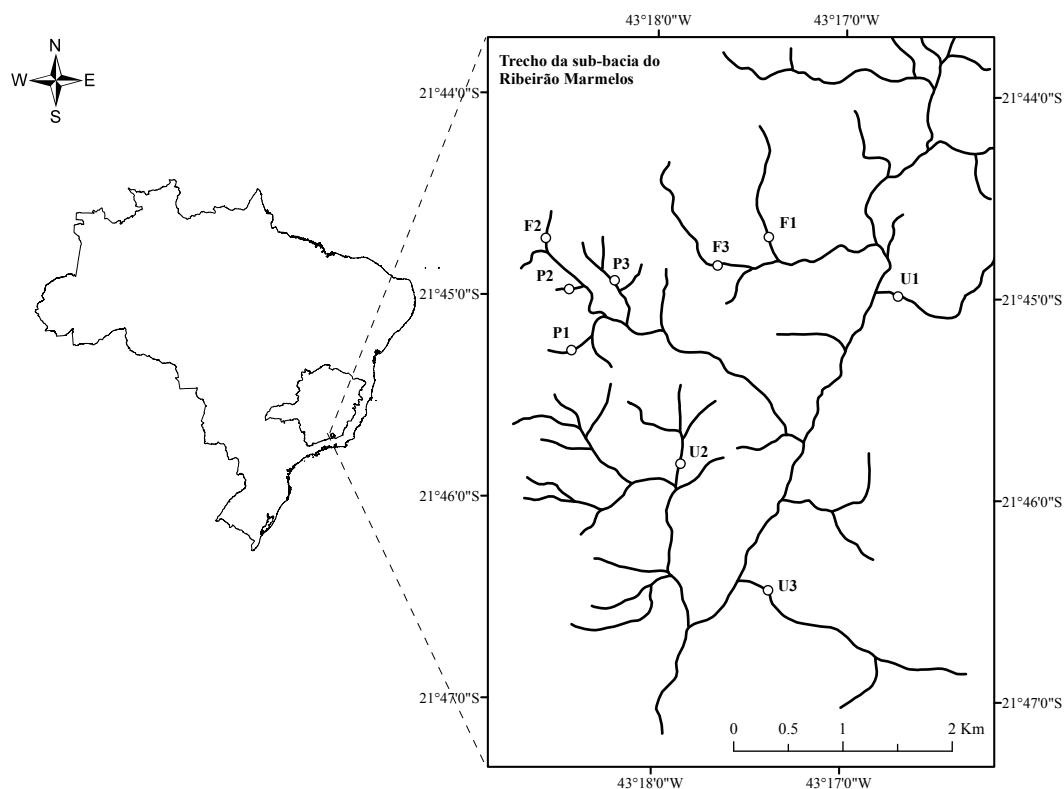
A presença da vegetação ciliar atua como importante componente estrutural dos ecossistemas lóticos, pois influencia na temperatura, na entrada de luz, na produção de detritos orgânicos, nas características físicas e químicas da água e na fauna de invertebrados aquáticos (Gregory *et al.*, 1991; Ward *et al.*, 2002). Em períodos de maior intensidade pluviométrica, a vegetação diminui os efeitos das chuvas sobre o leito, pois reduz a mobilidade dos materiais do entorno e favorece a maior absorção da água da chuva (Ward *et al.*, 2002).

Em decorrência do uso da terra no entorno dos riachos influenciarem nas características físicas, químicas e biológicas desses ecossistemas (Allan, 2004), espera-se que maiores modificações na estrutura e distribuição das assembleias de invertebrados em decorrência do aumento das chuvas ocorram em ambientes de pastagem e urbano, onde a vegetação ciliar é comumente escassa ou ausente. Deste modo, os nosso objetivo foi avaliar riachos em uma sub-bacia com diferentes usos da terra (Floresta, Pastagem e Urbano) as influência das chuvas na assembleias de invertebrados aquáticos e as características físicas e químicas dos riachos.

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em nove riachos de baixa ordem pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos localizada no sudeste do Brasil (Mapa 1). Os três riachos florestados e os três riachos em pastagem estão localizados em uma área que abrange 370 ha, na qual está inserido um fragmento de Mata Atlântica em estágio de regeneração avançada, além de áreas

destinadas à atividade pecuária. Os riachos urbanos se localizam ao sul desta área, em local de urbanização recente (Bastos Neto *et al.*, 2009) com lançamento de efluentes domésticos não tratados. De acordo com a Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério do Meio Ambiente, a região de estudo está agrupada no “status” de extrema importância biológica para conservação de invertebrados (Brasil, 2002).



Mapa 1: Área de estudo: riachos florestados (F), em pastagem (P) e urbanos (U) na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Fonte: IBGE 2010, PJF/PDDU, 2000; Datum Córrego Alegre.

O clima da região é definido como mesotérmico com estações bem definidas (Latuf, 2004), caracterizadas por um período de estiagem e baixas temperaturas do ar, entre os meses de abril a setembro, e um período chuvoso com maiores temperaturas do ar, entre os meses de outubro a março. Para as amostragens, foram selecionados os meses de Fevereiro de 2012 com precipitação de 108 mm e temperatura média de 22,3°C, e Agosto de 2012 com precipitação mensal de 4 mm e temperatura média do ar de 16,7°C.

Em cada riacho foi selecionado um trecho de aproximadamente 200 m de extensão, onde foram obtidos os principais substratos presentes em cinco corredeiras, com coletor Surber (área 0,04 m² e malha 250 µm). No momento das coletas foram registradas medidas de

velocidade do fluxo através do método do objeto flutuador (Martinelli e Krusche, 2007), profundidade e largura, com auxílio de uma trena.

A porcentagem de cobertura vegetal dos riachos nos pontos de coleta foi estimada através de fotografia digital a 10 cm da superfície das corredeiras em cada riacho. Para obtenção da imagem foi utilizada uma câmera FUJIFILM CCD com lente Fujinon 5 mm, gerando imagens de tamanho 4000 x 3000 / 12 Megapixel. As imagens obtidas foram convertidas em preto e branco e analisadas no software gratuito ImageJ (Rasband, 1997-2012). O resultado obtido foi um valor médio em pixel, que variou de 0 para ausência de clareira, e 255 pixels para total entrada de luminosidade. Os valores obtidos foram convertidos em porcentagem.

Amostras de água foram obtidas em tréplicas e transportadas e acondicionadas em caixa de isopor com bolsas térmicas. O material obtido foi posteriormente filtrado e armazenado em freezer para determinação das concentrações de nitrato (Crumpton et al., 1992), nitrito (Strickland and Parsons, 1968), amônia (APHA, 1995) e fósforo total (Wetzel and Likens, 2001). Medidas de pH (Digimed DM-22), temperatura da água (Digimed DM-3p), oxigênio dissolvido (Instrutherm MO-900), condutividade elétrica (Digimed DM-3p) e turbidez (Lutron - TU-2016) foram obtidas “in situ” para cada mesohabitat de corredeira, separadamente. Os substratos obtidos foram lavados em peneira de malha de 150 μ m de abertura e os organismos triados e acondicionados em álcool 70° GL. Os organismos bentônicos coletados foram identificados em nível taxonômico de família utilizando chaves específicas de Mccafferty e Provonsha (1981), Merritt e Cummins (1996), Carvalho e Calil (2000), Pes *et al.* (2005), Domínguez e Fernández (2009) e Bouchard (2012). As larvas Chironomidae foram separadas em subfamílias.

ANÁLISE DOS DADOS

Todo tratamento estatístico utilizado foi realizado no programa R versão 2.15.0 (R Development Core Team, 2008), a partir de dados bióticos transformados ($\log(x + 1)$), e dados ambientais padronizados. Os pacotes do programa R utilizados nas análises foram: “vegan” (Oksanen et al., 2008), “MASS” (Venables and Ripley, 2002), “ade4” (Dray and Dufour, 2007) e “indicspecies” (De Caceres and Legendre, 2009).

A análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada com as variáveis ambientais padronizadas para ordenar os locais de coleta de acordo com as condições físicas e químicas dos riachos presentes em diferentes tipos de paisagem nos períodos de estiagem e chuva (Borcard *et al.*, 2011). O número de componentes principais (PCs) foi determinado

considerando autovalores maiores que os gerados pelo método de Broken-stick. A análise de correlação de Pearson foi utilizada como critério de seleção para encontrar o melhor subconjunto de variáveis ambientais em escala temporal e de paisagem considerando os maiores valores de correlação obtidos ($r > 0.54$). A análise de variância ANOVA two way foi realizada para checar quais variáveis físicas e químicas tiveram uma variação significativa considerando os tipos de paisagens e períodos, bem como possíveis interações entre esses fatores. A análise anterior também foi utilizada no intuito de testar a variação entre os períodos em cada ambiente utilizando o eixo que explicou melhor a separação entre o período seco e chuvoso na PCA. As variáveis que apresentaram maior explicação ($r > 0.54$) nos eixos da PCA foram resumidas em boxplot (median, 25th, 75th percentile and range) e removidos os outliers.

O teste de Tukey (HSD) foi utilizado para verificar quais fatores exerceram efeito significativo ($p < 0.05$) na variação da estrutura da fauna e nas variáveis ambientais em cada tipo de paisagem (Florestado, Pastagem, e Urbano).

A análise de regressão linear simples foi realizada com os valores de temperatura da água dos períodos seco e chuvoso como variável resposta, e a porcentagem de cobertura vegetal de cada riacho como variável preditora.

O Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS; Bray Curtis matriz de distância de dissimilaridade) foi utilizado para ordenar os riachos estudados de acordo com a sua composição faunística nos dois períodos (seco e chuvoso). A representação da ordenação foi plotada quando apresentaram correlação significativa ($p \leq 0.05$); considerando um número máximo de interações (maxit=100). Análise de similaridade (ANOSIM) foi utilizada para testar diferenças significativas na composição entre os períodos (seco e chuvoso) para cada categoria de riacho.

A abundância média da fauna foi utilizada na análise de SIMPER para identificar quais taxa contribuíram preponderantemente para dissimilaridade entre os períodos (Clarke, 1993). A análise de espécies indicadoras (Dufrêne and Legendre, 1997) também foi usada para determinar *taxa* com preferências por determinado período. Os dados obtidos foram submetidos ao teste de Monte Carlo aplicando 10.000 permutações.

A estrutura da comunidade foi determinada para cada período e paisagem através da abundância numérica, riqueza observada e rarefeita, uniformidade de Pielou (Magurran, 2004) e índice de diversidade de Shannon-Wiener (Magurran, 1988). A análise de variância ANOVA- two-way foi realizada para testar se houve variação dos dados da estrutura da

assembleia de invertebrados entre os períodos e paisagens, bem como para checar possíveis interações entre esses fatores.

RESULTADOS

A análise de componentes principais indicou que os dois primeiros eixos explicaram juntos 56,29 % dos dados (Figura 1). O primeiro eixo explicou a separação entre os riachos urbanos, em pastagem e florestados ($F=23,21$; $gl=2$; $p<0,001$). As variáveis que melhor explicaram o eixo 1 foi largura, profundidade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, nitrato e turbidez (Figura 2). Já no segundo eixo a distinção entre os períodos ($F=12,85$; $gl=1$; $p=0,002$), foi influenciada pelas medidas de temperatura, velocidade, condutividade elétrica, amônia, nitrito e fósforo total (Figura 2).

Os riachos urbanos analisados apresentaram os maiores valores de profundidade, largura, turbidez, condutividade elétrica, nitrito e nitrato, além disso, apresentaram os menores valores de oxigênio dissolvido (Figura 2). Os riachos em pastagem foram caracterizados por apresentarem os menores valores de largura, profundidade, turbidez e de sais de nitrato. Já os riachos florestados apresentaram menores valores de profundidade, temperatura da água e turbidez, e os maiores valores de oxigênio dissolvido.

No período das chuvas ocorreu aumento significativo da temperatura da água em todas as categorias de riachos. Os riachos florestados apresentaram um aumento da temperatura média de 4,23 °C (Seco = 16,91 ± 0,55 | Chuva = 21,15 ± 0,63); os riachos em pastagem foram 0,59°C mais quentes que os riachos florestados (Seco = 18,54 ± 1,1°C | Chuva = 23,36 ± 1,16°C). Já os riachos urbanos foram significativamente mais quentes (3,14°C) que os riachos em floresta ($t=-3,26$; $p=0,03$), apresentando variação de 7,55°C (Seco = 17,75 ± 1,07 | Chuva = 25,12 ± 0,24°C). Além disso, ocorreu a interação desta variável com as paisagens urbana e florestada (Tabela 1).

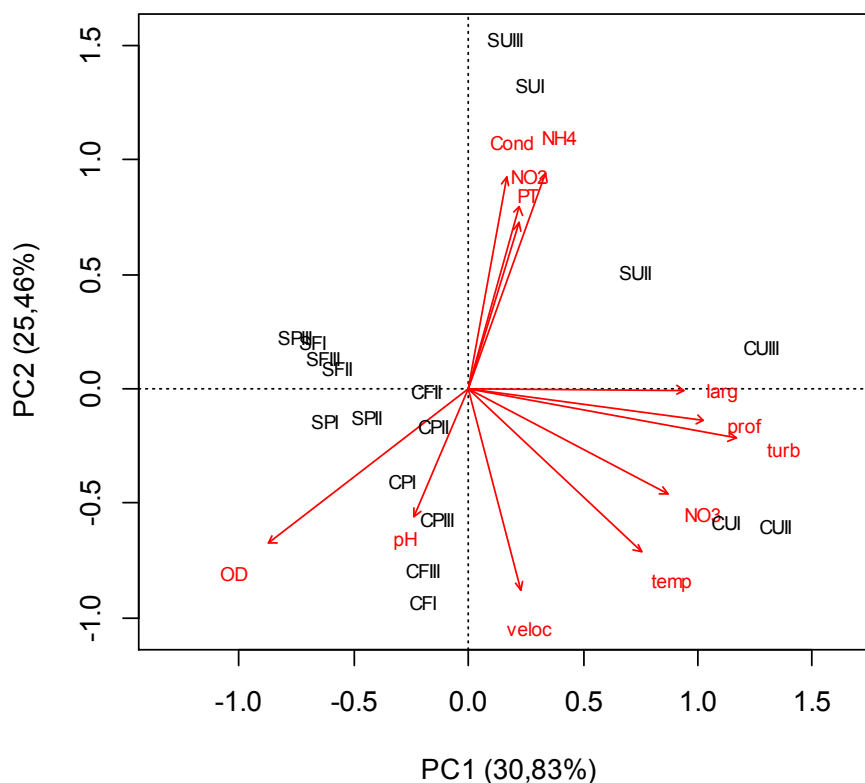


Figura 1. Análise de componentes principais com as variáveis ambientais obtidas em três riachos florestados (F), pastagem (P) e urbano (U), durante o período seco (S) e chuvoso (C). Profundidade (prof), largura (larg), velocidade da água (veloc), temperatura da água (temp), ph, condutividade elétrica (Cond), turbidez (turb), oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (PT), nitrato (NO_3), nitrito (NO_2) e amônia (NH_4).

A turbidez e a concentração de sais de nitrato foram influenciadas significativamente pela interação entre o período e tipo de paisagem. A turbidez apresentou maiores valores nos riachos urbanos, e teve uma variação significativa (Tabela 1) nestes ambientes com o aumento das chuvas (Seco = $3,92 \pm 1,93\text{NTU}$ | Chuva = $9,23 \pm 0,57\text{NTU}$). Já os sais de nitrato aumentaram significativamente nos riachos florestados ($t = -4,32$; $p = 0,04$), com um aumento de $268,99\mu\text{g/L}$ de nitrato disponível na água (Seco = $198,31 \pm 15,36$ | Chuva = $467,3 \pm 106,8$). O aumento dos níveis de nitrato nos riachos de floresta intensificou a distinção destes ambientes com os riachos de pastagem, que sofreram diminuição (Seco = $172,04 \pm 44,82\mu\text{g/L}$ | Chuva = $119 \pm 101,82\mu\text{g/L}$) na sua disponibilidade ($p > 0,05$).

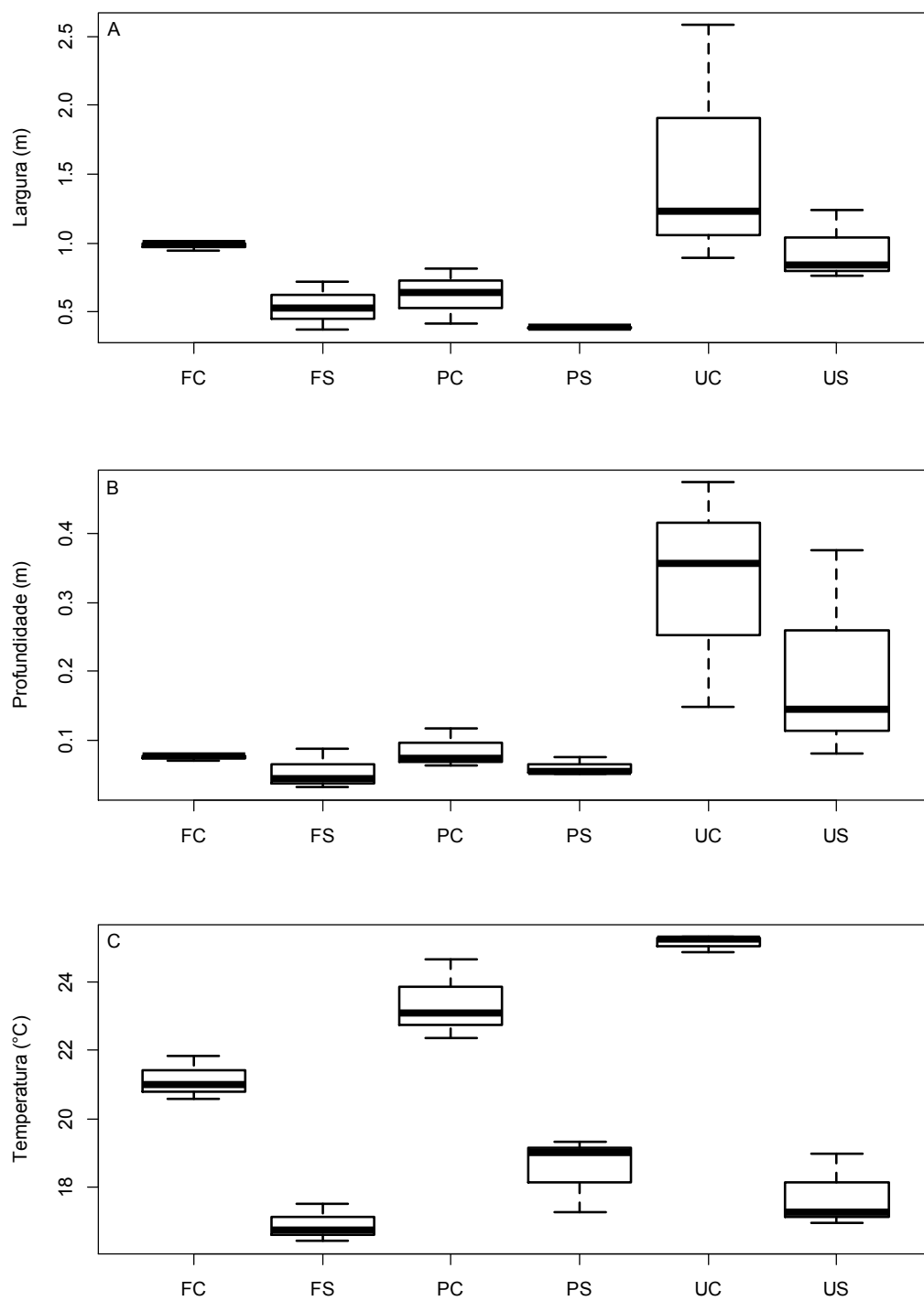


Figura 2. Continua.

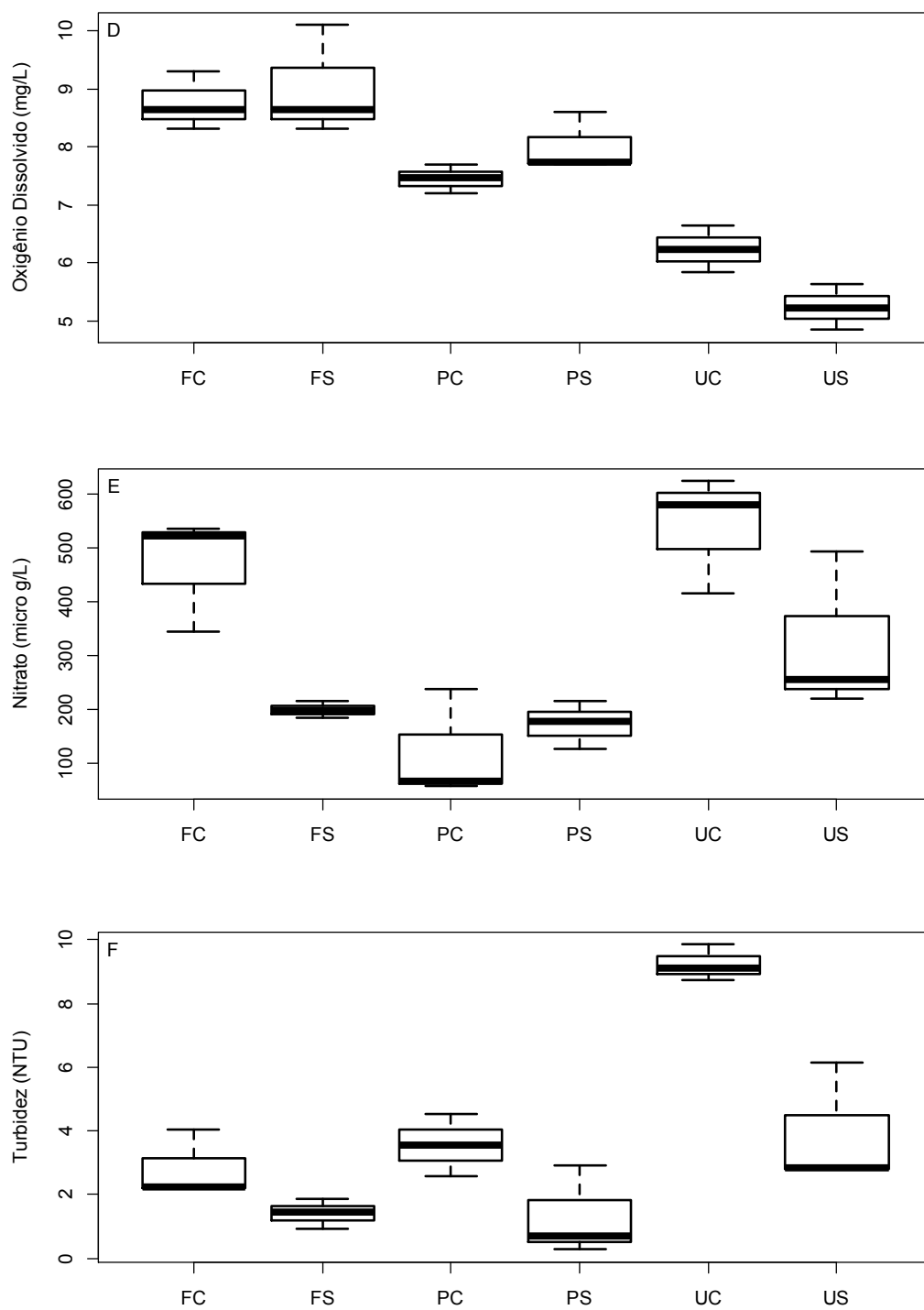


Figura 2. Continua.

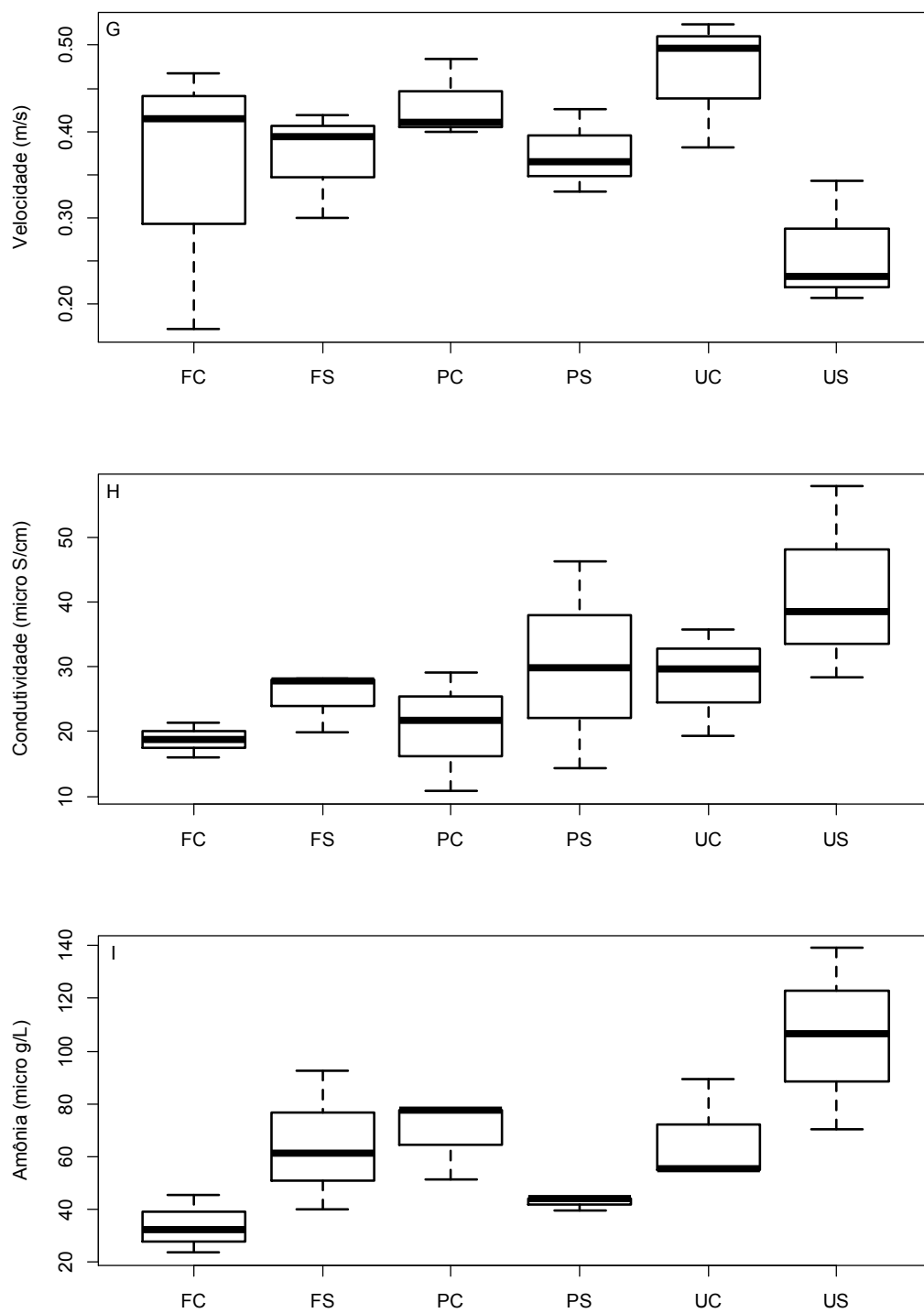


Figura 2. Continua.

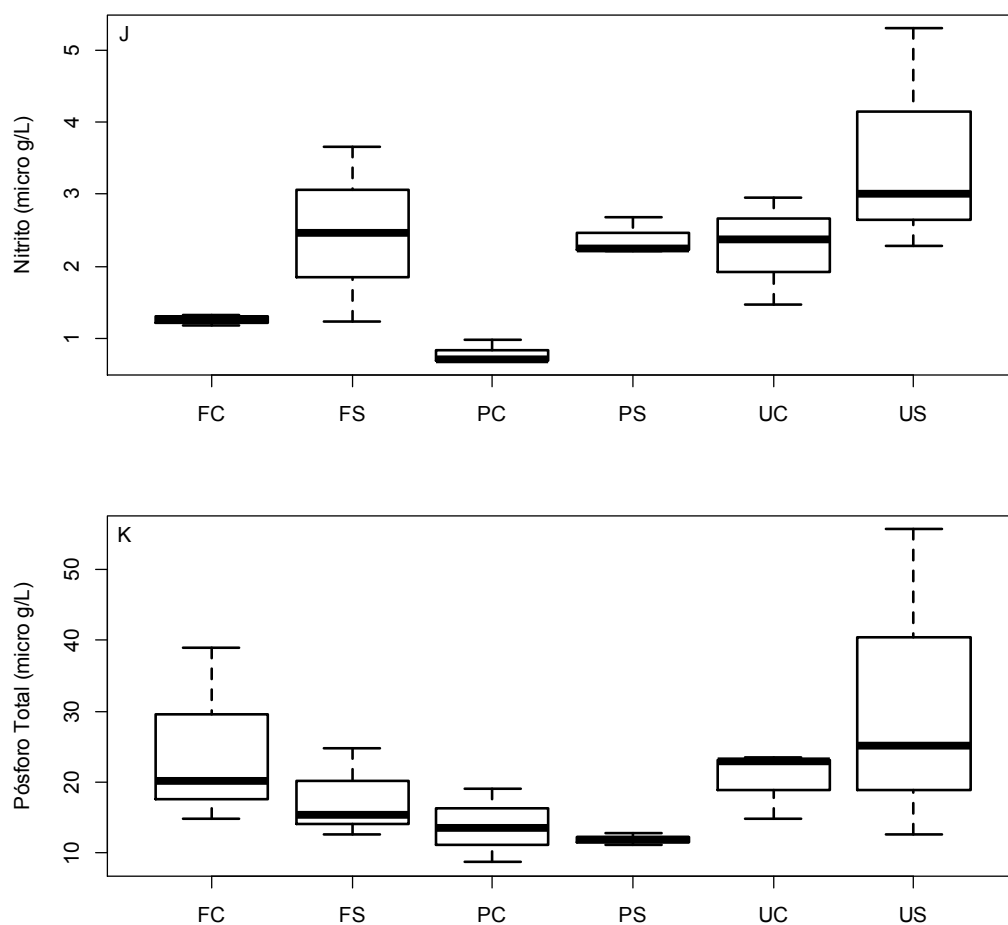


Figura 2. Boxplots das variáveis que apresentação maior contribuição na explicação dos dados em escala de paisagem em dois períodos em riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Riachos florestados (F), pastagem (P) e urbano (U), durante o período seco (S) e chuvoso (C).

Através do modelo linear gerado com os valores de temperatura da água nos períodos seco e chuvoso e a porcentagem de cobertura vegetal (Figura 3) foi identificada uma relação inversa ($y = -0,1407x + 2,0799$) do aumento da temperatura com a diminuição da cobertura vegetal ($R^2=0,67$; $R(\text{ajustado}) = 0,62$ e uma estatística significativa ($F= 14,17$; $gl= 1$; $p= 0,007$).

Tabela 1. Análise de variância das variáveis ambientais entre as categorias de riachos e variação entre períodos para cada categoria, nos nove riachos de baixa ordem pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Brasil.

ANOVA two-way	Uso da terra		Período		Interação		
	F	p	F	p	Uso da terra	F	p
Largura	5,611	0,019	5,437	0,038	F	0,347	0,713
Profundidade	8,549	0,004	1,627	0,226	-	0,596	0,566
Velocidade	0,439	0,654	3,993	0,068	U	2,684	0,108
Turbidez	26,695	<0,001	28,776	<0,001	U	4,518	0,034
Condutividade	2,462	0,127	3,974	0,069		0,156	0,857
Temperatura	12,99	<0,001	180,136	<0,001	F, P, U	5,572	0,019
Oxigênio Dissolvido	51,155	<0,001	0,05	0,826	U	3,453	0,065
Nitrato	12,971	0,001	9,677	0,009	F	4,612	0,032
Nitrito	3,772	0,053	10,7	0,006	P	0,086	0,918
Amônia	5,235	0,023	2,143	0,168	-	4,251	0,04
Fosforo Total	2,074	0,168	0,015	0,906	-	1,02	0,39

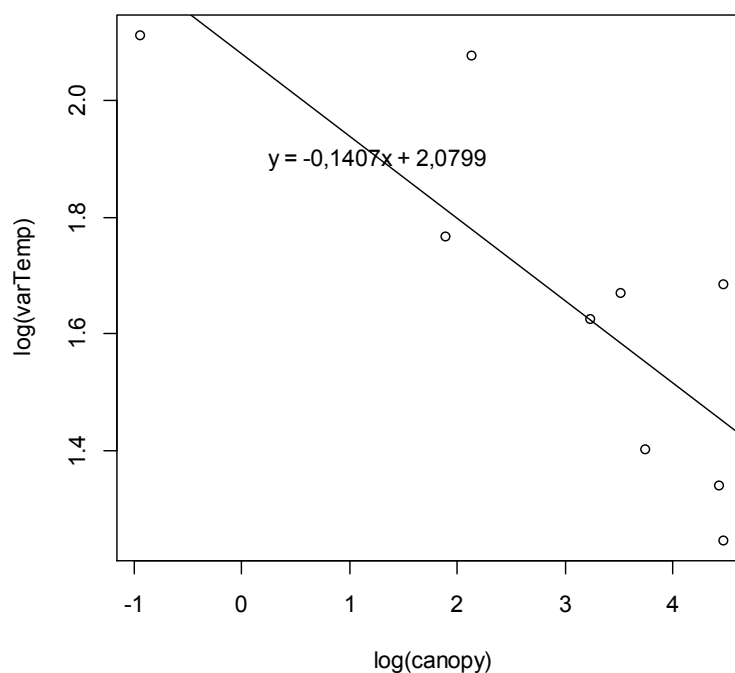


Figura 3. Efeito na redução da cobertura vegetal sobre o aumento da temperatura da água em riachos de baixa ordem pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraibuna, Juiz de Fora, Brasil.

Foram registrados 18.397 e 27.069 invertebrados aquáticos nos riachos analisados nos período seco e chuvoso, respectivamente (Tabela 2), e um total de 64 taxa em todo estudo. A análise de escalonamento multidimensional não métrico apresentou valor de estresses de 13,08 na ordenação (Figura 4). A análise de similaridade (ANOSIM) indicou a ausência de

distinção na composição entre os períodos seco e chuvoso ($R_{\text{Jaccard}} = 0,09$; $p = 0,128$ / $R_{\text{Bray-curtis}} = 0,09$; $p = 0,107$) em todos ambientes. Quanto aos dados de estrutura das assembleias, valores significativamente menores foram registrados na diversidade dos riachos urbanos e na riqueza rarefeita dos riachos em pastagem no período das chuvas. Os riachos em pastagem apresentaram uma acentuada redução da riqueza taxonômica no período das chuvas (Seco=31 \pm 3 | Chuva= 15 \pm 8,18), entretanto não significativa ($t = 3,18$; $p = 0,06$). Observou-se também a diminuição da uniformidade de Pielou (Seco = 0,49 \pm 0,11 | Chuva = 0,25 \pm 0,1) nos riachos urbanos ($t = 2,66$; $p = 0,057$). Os riachos em áreas de floresta não apresentaram variação na riqueza (taxonômica e rarefeita), diversidade de shannon, uniformidade ou abundância no período das chuvas.

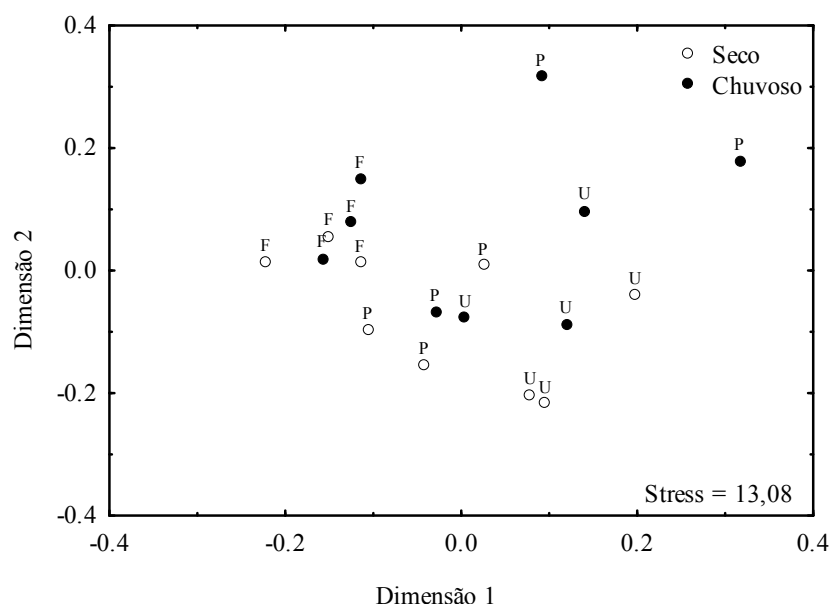


Figura 4. Ordenação da análise de escalonamento multidimensional não métrica dos dados de composição de invertebrados obtidos em nove riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraíba, Juiz de Fora, Brasil, com diferentes impactos em dois períodos. Florestados (F), pastagem (P), urbano (U).

Tabela 2. Análise de variância das métricas biológicas e a identificação das categorias de uso da terra que apresentaram variação significativa, e em cada categoria entre períodos nos nove riachos de baixa ordem pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Rio Paraíba, Juiz de Fora, Brasil.

ANOVA two-way	Uso da terra			Período		Interação		
	F	<i>p</i>	Tukey HSD	F	<i>p</i>	Uso da terra	<i>p</i>	
Shannon–Wiener	5.09	0.043	F≠P	4.133	0.043	U	0.412	0.671
Riqueza	7.942	0.015	F≠U	11.494	0.001	-	3.498	0.063
Riqueza rarefeita	6.866	0.022	U≠F U≠P	11.446	0.001	P	0.834	0.458
Equitabilidade	3.05	0.106	-	2.28	0.145	-	0.508	0.614
Abundancia total	0.386	0.545	-	3.025	0.086	-	0.742	0.496

Florestados (F), pastagem (P), urbano (U).

Foi registrada variação significativa entre as assembleias em relação ao uso da terra, tanto pelo método de Bray-curtis como pelo método de Jaccard ($R = 0,497$; $p = 0,001$). Além disso, os dados de riqueza taxonômica, riqueza rarefeita e diversidade, indicaram diferenças nas assembleias entre os ambientes estudados (Tabela 2). Entretanto, não evidenciamos distinção significativa entre os riachos florestados e em pastagem quanto a diversidade, riqueza (taxonômica e rarefeita) e a abundância numérica (Tabela 2).

A análise de simper identificou entre os 64 taxa, nove com contribuição de 90% na dissimilaridade entre os períodos. Os taxa Simuliidae, Chironominae e Orthoclaadiinae contribuíram com aproximadamente 78% na dissimilaridade. Os taxa restantes (55) apresentaram contribuição inferior a 1% na dissimilaridade (Tabela 3). Os taxa de Simuliidae e da família Chironomidae em cada ambiente (pastagem, urbano e floresta) não apresentaram variação significativa entre os períodos.

Tabela 3. Contribuição dos *taxa* analisados através da SIMPER responsáveis pela separação dos períodos.

	Contr (%)	Cusum	Abundancia média	
			Seco	Chuvoso
Simuliidae	23,56 ± 0,26	0,33	109	1995,11
Chironominae	17,19 ± 0,15	0,57	887,11	181,77
Orthoclaadiinae	15,02 ± 0,12	0,78	571,88	589,55
Platyhelminthes	2,81 ± 0,05	0,82	103,44	19,22
Hydropsychidae	1,35 ± 0,01	0,84	40,66	55,66
Baetidae	1,2 ± 0,01	0,86	34,55	26,11
Tanipodinae	1,1 ± 0,01	0,87	47,22	27,22
Hidroptilidae	1,04 ± 0,02	0,88	46,77	5,44
Ceratopogonidae	1,01 ± 0,01	0,9	30,44	11,66

A análise de espécies indicadoras mostrou *taxa* indicadores do período seco. Já no período chuvoso houve ausência de *taxa* indicadores em todos os riachos (Tabela 4). Os taxa identificados pela análise apresentam contribuição inferior a 1% da abundância total.

Tabela 4. *Taxa* com potencial de indicação (IV) de cada tipo de uso da terra em dois períodos (seco e chuvoso) e valor de significância obtido pelo teste de Monte Carlo aplicando 10.000 permutações, para os três níveis (Florestado, Pastagem e Urbano). Valor de indicador variando de 0 a 1.

	Seco		Uso da terra
	IndVal	<i>p</i>	
Nematoda	0.858	0.025	F, P, U
Diptera			
Tabanidae	0.816	0.02	P, U
Dixidae	0.807	0.015	F, P
Coleoptera			
Dytiscidae	0.745	0.01	F
Ostracoda	0.745	0.035	U

DISCUSSÃO

Alterações naturais nas características de pequenos riachos provocadas por eventos de chuvas acarretam na maior mobilidade dos substratos do leito, podendo gerar mudanças significativas na estrutura da fauna de invertebrados (Dodds e Whiles, 2010b). Neste estudo, foi possível observar, que o aumento das chuvas acarretou a diminuição da diversidade e riqueza rarefeita nos riachos urbanos e pastagem, respectivamente. Ao contrário, nos riachos florestados não observamos alterações significativas dos valores de abundância, diversidade e riqueza .

A ausência de variação nas assembleias nos riachos florestados pode estar associada principalmente à presença da vegetação em seu entorno. De acordo com Gregory et al. (1991), a vegetação ciliar é a principal componente de interfase entre o ambiente terrestre e aquático. Ela atua produzindo material alóctone, que é utilizado como alimento e substrato por invertebrados, e em períodos de aumento da precipitação propicia maior estabilidade às margens, diminuindo a erosão do solo e a movimentação dos substratos do leito. Desta forma, auxilia na manutenção da configuração dos mesohabitats e nas características químicas da água, pois influencia nos níveis de nutrientes (Gregory *et al.*, 1991; Paul e Meyer, 2001) e na disponibilidade de partículas em suspensão. Isto explica também a maior turbidez registrada nos riachos urbanos, cujas margens são desprotegidas e vulneráveis ao impacto causado pelo aumento das chuvas.

Neste estudo relatamos no período das chuvas o aumento médio de 268,99µg/L de nitrato nos riachos florestados. Este fato provavelmente está associado à entrada de material orgânico no sistema aquático, considerando que algumas espécies de plantas ribeirinhas estão associadas com bactérias fixadoras de nitrogênio, e que o nitrogênio fixado pode entrar nos riachos por lixiviação ou quando as folhas caem na água (Dodds e Whiles, 2010a). Portanto, é

possível que a vegetação tenha sido a principal fonte de nitrogênio para o sistema no período de chuvas. Além disso, a água das chuvas contém naturalmente mais nitrato que amônia (Dodds and Whiles, 2010a).

Estudos realizados nos anos de 2007 a 2008 por Rosa et al. (2011, 2013a) na mesma região relataram uma correlação significativa do aumento pluviométrico com a velocidade da água em um riacho preservado. Neste estudo, também relatou-se variação significativa da velocidade da água em riachos urbanos, acarretando a diminuição da diversidade de invertebrados presentes nesses ambientes. Os riachos urbanos apresentam maior profundidade e menor estabilidade do substrato, o que favorece a diminuição na riqueza e abundância de *taxa* com menor capacidade de fixação, como registrado para Nematoda, Tabanidade e Ostracoda, resultando na menor diversidade no período das chuvas. A mudança do regime hidrológico, além de promover alterações nas características físicas e químicas da água (Aburaya and Callil, 2007), também interfere na fauna associada, pois desestabiliza os habitats podendo transportar os invertebrados de um lugar para outro, e assim temporariamente alterar sua distribuição e abundância (Shuvartz et al., 2008).

Adicionalmente, com o aumento da precipitação, observamos a elevação da temperatura da água dos riachos, que apresentou uma relação inversa com a porcentagem de cobertura vegetal. Tal relação justifica o maior aumento na temperatura nos riachos urbanos, quando comparada aos riachos em pastagem e florestados.

Apesar de não se ter identificado alteração na composição dos invertebrados no período de chuvas, observamos que *taxa* da família Simuliidae e Chironomidae, apresentaram distribuição diferente no período das chuvas. Provavelmente, devido ao modo de vida destes invertebrados influenciar na sua distribuição e abundância no ambiente aquático. As larvas Simuliidae, por exemplo, são organismos que obtêm seu alimento através da filtração de água para obtenção de material particulado fino (Cushing e Allan, 2001) e apresentam a capacidade de viver aderidos a rochas ou vegetação em habitats de correntes rápidas (Cushing e Allan, 2001). Tal fato pode justificar a maior contribuição do grupo no período de maior incidência de chuvas, quando foi registrada abundância média dezoito vezes maior em relação ao período seco. Já as larvas de Chironomidae mostraram diferentes padrões entre as subfamílias. Os Chironominae apresentaram na estação chuvosa aproximadamente um quinto da abundância registrada no período seco, o que pode ter ocorrido devido à maior suscetibilidade desse grupo à desestruturação dos habitats em períodos de chuvas (Lenat et al., 1981). Já a abundância de Orthoclaadiinae se manteve estável com a chuva, provavelmente por serem adaptados a habitats de fluxo mais rápido (Pinder, 1998). Rosa, B. F. J. V. et al.

(2013) também verificaram que alterações na abundância de Chironomidae no período de maior precipitação, pode variar entre os diferentes *taxa* desta família em decorrência das diferentes estratégias adaptativas.

A ausência de espécies indicadoras no período chuvoso pode ter sido influenciada pela maior instabilidade dos riachos em áreas de pastagem e urbana, por estes ambientes serem mais suscetíveis a eventos de chuva. Principalmente, considerando que os *taxa* menos abundantes, porém presentes em todos os riachos no período seco foram os mais vulneráveis influenciando na diminuição da riqueza nos riachos de pastagem e na diversidade nos riachos urbanos no período das chuvas.

CONCLUSÃO

Podemos concluir que a vegetação ciliar atuou como componente chave na maior estabilidade dos habitats no período chuvoso, uma vez que nos ambientes florestados a estrutura da fauna se manteve constante. Embora a temperatura da água tenha variado em todos os ambientes, essa variação foi mais acentuada nos ambientes urbanos, onde também foi possível registrar a maior vulnerabilidade dos substratos e da fauna associada. Este estudo demonstrou que ambientes lóticos tropicais com margens desprotegidas são de fato mais vulneráveis aos períodos de mudanças hidrológicas, indicando a necessidade de planos de recuperação e conservação da mata ciliar.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente trabalho, o uso da terra influenciou de modo importante na distinção dos mesohabitats e na intensidade dos efeitos do aumento pluviométrico. A vegetação riparia proporcionou aos riachos em que esteve presente maior heterogeneidade de habitats e uma maior diversidade faunística. Além disso, em períodos de variação pluviométrica a vegetação ocasionou maior estabilidade das margens, conferindo aos riachos florestados uma estrutura da fauna constante.

Este estudo demonstrou que ambientes lóticos tropicais com margens desprotegidas são de fato mais vulneráveis aos períodos de mudanças hidrológicas, indicando a necessidade de planos de recuperação e conservação da mata ciliar. Os resultados obtidos permitem ampliar o conhecimento sobre ecossistemas de riachos, sobre como as características do entorno influenciam na distinção dos mesohabitats, como o aumento pluviométrico interfere de modo diferenciado em riachos florestados, em pastagem e em ambiente urbano, e como a fauna de invertebrados associados se comporta em resposta às alterações no ambiente .

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABURAYA, F. H.; CALLIL, C. T. Temporal variation of Chironomidae larvae (Diptera) in the Upper Paraguay River (Cáceres, Mato Grosso, Brazil). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 565-572, 2007. ISSN 0101-8175.

ALLAN, J. D. LANDSCAPES AND RIVERSCAPES: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 257-284, 2004. Disponível em: < <http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122> >.

ALLAN, J. D.; FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters. **BioScience**, v. 43, n. 1, p. 32+, 1993/01// 1993. ISSN 00063568. Disponível em: < <http://go.galegroup.com/ps/i.do?id=GALE%7CA13596655&v=2.1&u=capes58&it=r&p=AO NE&sw=w&asid=7a68cdceda807a443df9ec91ef055c9d> >. Acesso em: 2013/10/8/.

ALLEN, P.; DODSON, S. Land use and ostracod community structure. **Hydrobiologia**, v. 668, n. 1, p. 203-219, 2011/06/01 2011. ISSN 0018-8158. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-011-0711-7> >.

APHA. **Standard methods**. . 19th American Public Health Association, Washington, DC., 1995.

BAGATINI, Y. M.; DELARIVA, R. L.; HIGUTI, J. Benthic macroinvertebrate community structure in a stream of the north-west region of Paraná State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 307-317, 2012. ISSN 1676-0603.

BASTOS NETO, O. J. R. D. O., E.G.; PAIVA DE SOUZA, D.; MELLO, B.F.; AMORIM, T.O.S.; GOMES, K.C.P.; ANDRIOLO, A. Mamíferos de um fragmento florestal particular periurbano de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 11, n. 3, p. 269-276, 2009. ISSN 1517-6770. Disponível em: < <http://www.editoraufj.com.br/revista/index.php/zoociencias/article/view/1266/1097> >.

BONADA, N. R., M.; PRAT, N.; RESH, V.H. Benthic Macroinvertebrate Assemblages and Macrohabitat Connectivity in Mediterranean-Climate Streams of Northern California. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 1, p. 32-43, 2006. ISSN 08873593. Disponível em: < <http://www.jstor.org/stable/4095562> >.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. Unconstrained Ordination. In: (Ed.). **Numerical Ecology with R**: Springer New York, 2011. cap. 5, p.115-151. (Use R). ISBN 978-1-4419-7975-9.

BOUCHARD, J. R. W. **Guide to Aquatic Invertebrate Families of Mongolia. Identification Manual for Students, Citizen Monitors, and Aquatic Resource Professionals**. Saint Paul, Minnesota, USA 2012.

BRASIL; MMA; SBF. **Ministério Meio Ambiente. Secretaria Biodiversidade Florestas. Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para**

conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. 2002. 404 Disponível em: < <http://livroaberto.ibict.br/handle/1/969> >.

BROWN, A.; BRUSSOCK, P. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. **Hydrobiologia**, v. 220, n. 2, p. 99-108, 1991/08/01 1991. ISSN 0018-8158. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1007/BF00006542> >.

CARVALHO, A. L.; CALIL, E. R. Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. . **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 41, n. 15, p. 223-241, 2000.

CLARKE, A. et al. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 9, p. 1707-1721, 2008. ISSN 1365-2427. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02041.x> >.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993. ISSN 1442-9993. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x> >.

CLIFFORD, N. J. Differential bed sedimentology and the maintenance of riffle-pool sequences. **CATENA**, v. 20, n. 5, p. 447-468, 1993. ISSN 03418162. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/034181629390042N> >.

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

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005. ISSN 0165-0521. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1080/01650520400025720> >.

CUSHING, C. E.; ALLAN, J. D. **Streams: their ecology and life.** Academic Press: California: 2001. 366 ISBN ISBN 0-12-050340-9.

DE CACERES, M.; LEGENDRE, P. **Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference.** Ecology, _____ URL <http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/> 2009.

DODDS, W. K.; WHILES, M. R. Chapter 14 - Nitrogen, Sulfur, Phosphorus, and Other Nutrients. In: (Ed.). **Freshwater Ecology (Second Edition)**. London: Academic Press, 2010a. p.345-373. ISBN 978-0-12-374724-2.

_____. Chapter 24 - Freshwater Ecosystems. In: (Ed.). **Freshwater Ecology (Second Edition)**. London: Academic Press, 2010b. p.635-673. ISBN 978-0-12-374724-2.

DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología.** Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. : 2009. 656.

DRAY, S.; DUFOUR, A. B. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. **Journal of Statistical Software**, v. 22, n. 4, p. 1-20, 2007.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997. ISSN 00129615. Disponível em: < <http://www.jstor.org/stable/2963459> >.

FRISSELL, C. et al. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. **Environmental Management**, v. 10, n. 2, p. 199-214, 1986/03/01 1986. ISSN 0364-152X. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1007/BF01867358> >.

GREGORY, S. V. et al. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991. ISSN 00063568. Disponível em: < <http://www.jstor.org/stable/1311607> >.

HILSENHOFF, W. L. 17 - Diversity and classification of insects and collembola. In: THORP, J. H. e COVICH, A. P. (Ed.). **Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates (Second Edition)**. San Diego: Academic Press, 2001. p.661-731. ISBN 978-0-12-690647-9.

HURLEY, C. **gclus: Clustering Graphics**. R package version 1.3.1 2012.

JOWETT, I. G. A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 27, n. 2, p. 241-248, 1993/06/01 1993. ISSN 0028-8330. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1080/00288330.1993.9516563> >. Acesso em: 2013/06/17.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Entomologia y Vectores**, v. 12, n. 2, p. 1-18, 2005.

LAMPERT, W.; SOMMER, U. **Limnoecology: the ecology of lakes and streams**. Oxford university press, 2007. ISBN 0199213933.

LATUF, M. D. O. Diagnóstico das águas superficiais do Córrego São Pedro, Juiz de Fora-Minas Gerais. **Geografia**, v. 13, n. 1, p. 18-55, 2004.

LENAT, D. R.; PENROSE, D. L.; EAGLESON, K. W. Variable effects of sediment addition on stream benthos. **Hydrobiologia**, v. 79, p. 187-194, 1981.

LOGAN, P.; BROOKER, M. P. The macroinvertebrate faunas of riffles and pools. **Water Research**, v. 17, n. 3, p. 263-270, 1983. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135483901793> >.

MAECHLER, M. et al. cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. **R package version 1.14.4.**, 2013.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton university press Princeton, 1988.

_____. Measuring biological diversity. p. 285-286, 2004. ISSN 1608-5914.

MARTINELLI, L. A.; KRUSCHE, A. V. Amostragem em Rios. In: BICUDO, C. E. M. e BICUDO, D. C. (Ed.). **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: RiMa, 2007. p.351.

MCCAFFERTY, W. P.; PROVONSHA, A. V. **Aquatic Entomology. The Fishermen's and Ecologists. Illustrated Guide to Insects and Their Relatives**. Jones and Bartlett Publishers, inc. Boston.: 1981.

MERRITT, W.; CUMMINS, K. W. **An Introduction to the aquatic insects of North America**. 2. 1996.

MILIŠA, M. et al. The Role of Flow Velocity in the Vertical Distribution of Particulate Organic Matter on Moss-covered Travertine Barriers of the Plitvice Lakes (Croatia). **Hydrobiologia**, v. 553, n. 1, p. 231-243, 2006/01/01 2006. ISSN 0018-8158. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-005-1220-3> >.

NESSIMIAN, J. et al. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v. 614, n. 1, p. 117-131, 2008/11/01 2008. ISSN 0018-8158. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x> >.

NORRIS, R. H.; THOMS, M. C. What is river health? **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 197-209, 1999. ISSN 1365-2427. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00425.x> >.

OKSANEN, J. et al. **The vegan Package. Community Ecology Package**. <http://cran.r-project.org/>, <http://vegan.r-forge.r-project.org>: Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists p. 2008.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the Urban Landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. ArticleType: research-article / Full publication date: 2001 / Copyright © 2001 Annual Reviews, p. 333-365, 2001. ISSN 00664162. Disponível em: < <http://www.jstor.org/stable/2678644> >.

PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, p. 181-204, 2005. ISSN 0085-5626. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0085-56262005000200002&nrm=iso >.

RASBAND, W. S. ImageJ. **U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA**, 1997-2012. Disponível em: < <http://imagej.nih.gov/ij/> >.

ROSA, B.; DIAS-SILVA, M.; ALVES, R. Composition and Structure of the Chironomidae (Insecta: Diptera) Community Associated with Bryophytes in a First-Order Stream in the Atlantic Forest, Brazil. **Neotropical Entomology**, p. 1-7, 2013. ISSN 1519-566X. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1007/s13744-012-0086-0> >.

ROSA, B. F. J. V. et al. Macroinvertebrates associated with bryophyta in a first-order Atlantic Forest stream. **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, p. 351-356, 2011. ISSN 1984-4670. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1984-46702011000300009&nrm=iso >.

ROSA, B. F. J. V.; VASQUES, M.; ALVES, R. G. Chironomidae (Insecta, Diptera) associated with stones in a first-order Atlantic Forest stream. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 86, p. 291-300, 2013.

SANSEVERINO, A.; NESSIMIAN, J. Hábitats de larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 13, n. 1, p. 29-38, 2001.

SHUVARTZ, M. et al. Relações entre distribuição e abundância de larvas de Trichoptera (Insecta), em córregos de Cerrado no entorno do Parque Estadual da Serra de Caldas (Caldas Novas, Estado de Goiás)-DOI: 10.4025/actascibiolsci.v27i1.1360. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 1, p. 51-55, 2008. ISSN 1807-863X.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. Determination of reactive phosphorus. In: (Ed.). **A Practical Handbook of Seawater Analysis**. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin, v.167, 1968. p.49-56.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S**. New York: Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0. Fourth 2002.

WARD, J. V. et al. Riverine landscape diversity. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 4, p. 517-539, 2002. ISSN 1365-2427. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x> >.

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

WOHL, E. E.; VINCENT, K. R.; MERRITTS, D. J. Pool and riffle characteristics in relation to channel gradient. **Geomorphology**, v. 6, n. 2, p. 99-110, 1993. ISSN 0169-555X.