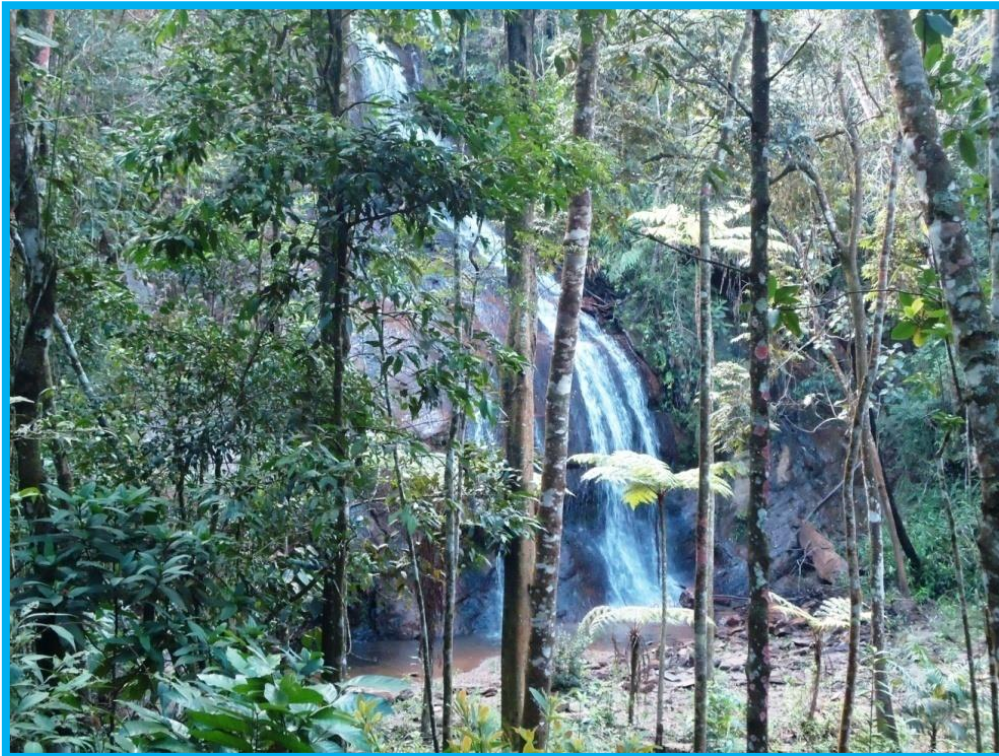


Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre

Dissertação de Mestrado

Condições de Referência em riachos de cabeceira tropicais



JANAINA UCHÔA MEDEIROS AGRA

Orientador: Prof. Dr. Marcos Callisto (UFMG)

Co-orientador: Prof. Dr. Manuel A. S. Graça (Universidade de Coimbra)

Belo Horizonte

Fevereiro, 2014.

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre

Condições de Referência em riachos de cabeceira tropicais

JANAINA UCHÔA MEDEIROS AGRA

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais como pré-requisito do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Callisto (UFMG)

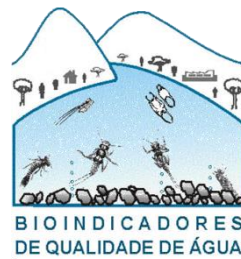
Co-orientador: Prof. Dr. Manuel A.S. Graça (Universidade de Coimbra)

Belo Horizonte
Fevereiro, 2014.

Bolsa:



Apoios:



*Esta dissertação é especialmente
dedicada aos meus queridos pais,
Eliane e Virgílio.*

Agradecimentos

Agradeço aos meus pais, Eliane e Virgílio, por serem a minha base fundamental em tudo que sou e que tenho feito até aqui. À minha irmã, Juliana, porque sei que sempre posso contar com ela. Aos meus queridos avós, por serem o grande fio condutor de toda a nossa linda família e por terem feito grandes esforços para me acompanhar em cada nova etapa da minha vida (apesar das distâncias). A todas estas pessoas sou grata e apaixonada.

Por todo o caminho que tracei durante os dois anos de mestrado agradeço ao meu orientador, Prof. Marcos Callisto, e a toda a equipe do Laboratório de Ecologia de Bentos (UFMG). Sem deles também não teria chegado até aqui.

Longe de querer ser justa ou talvez injusta, devo fazer alguns agradecimentos especiais: À Kele, que me apoiou desde a minha chegada a BH e que tem sido uma grande amiga dentro e fora do laboratório. À Déborah por toda a paciência e bom humor em colaborar em todas as etapas da minha dissertação. Ao Rapha e ao Diego Macedo que, apesar das distâncias, sempre estiveram a disposição e deram importantes contribuições ao meu trabalho. À Katiene, por toda a firmeza e desenvoltura em campo, estando sempre disposta (mesmo às vésperas de seu casamento!). Isabela, Diego Castro, Hanna, Shakira, Letícia pelo grande apoio nas coletas e no que mais foi preciso. À Ju que, sempre nos bastidores, não deixou faltar nada para que tudo corresse bem em campo e em laboratório. Por último, mas não menos importante, ao Wander por toda a sua paciência em tirar dúvidas durante minhas etapas de análise de dados.

Devo um grande agradecimento a outra linda equipe apoiadora: a Sílvia Magalhães e sua família. À Sílvia sou extremamente grata por ter me apresentado toda a região do Alto Rio das Velhas com tanta paixão e alegria. Seus conhecimentos foram fundamentais para a construção do meu projeto. Além disso, o carinho dado por ela e sua família, tornaram qualquer trabalho ainda mais envolvente e prazeroso. Agradeço também à Verônica pelo apoio em Ouro Preto e à Josefa Monteiro por toda a troca de experiências sobre seu trabalho na região.

Meus agradecimentos ao IEF e em especial ao Sr. Alberto e a todos os técnicos e funcionários da Floresta Uamii, pela receptividade e apoio na verdadeira "caça aos riachos de referência". O mesmo também vale para o técnico Winbledon, que também contribuiu muito nas "caçadas" realizadas na RPPN Fazenda Capanema (VALE).

Ao Programa de Pós-graduação ECMVS e à CAPES por todo o apoio financeiro e logístico, que garantiu minha dedicação exclusiva aos estudos e as minhas participações em eventos nacionais e internacionais, proporcionando boas oportunidades para troca de idéias e difusão de conhecimento.

Aos professores Manuel Graça, Robert Hughes, Philip Kaufmann e Ricardo Mugnai por todas as contribuições filosóficas. Todas esses contatos que tive foram sempre muito inspiradores e contribuíram para minha formação pessoal e profissional.

Agradeço à banca composta pela Dr. Mônica Kulmann e pelo Prof. Paulo Pompeu por terem aceito o convite. Certamente haverá grandes contribuições a serem dadas. Espero poder, a partir deste trabalho, trazer novas idéias e perspectivas para ambos.

Ao Léo, por todo o companheirismo nessa jornada estando longe ou perto de mim. Muito obrigada pelo apoio, digamos... "técnico" e o apoio emocional. Com ele a minha trajetória extra-acadêmica tem um brilho todo especial.

Considerando que esta lista não apresenta uma ordem de prioridades, os agradecimentos do fim da lista são tão importantes quanto os primeiros. Agradeço às minhas amigas Alice e Paloma. Obrigada pelo companheirismo em casa, nos estudos, nas felicidades e nas angústias. Elas também são um dos grandes saldos positivos da minha trajetória ao longo destes dois anos de mestrado.

Sumário

Resumo	1
Abstract.....	2
1. Introdução.....	3
2. Materiais e Métodos	7
2.1 Áreas de estudo.....	7
2.1.1 Ecotipos: riachos de campos rupestres e floresta estacional semi-decidual	8
2.2 Seleção de sítios de referência	9
2.3 Caracterização ambiental dos riachos em condições de referência.....	10
2.3.1 Simplificação do protocolo de habitats físicos de Peck et al. (2006).....	11
2.4. Caracterização de comunidades bentônicas em riachos em condições de referência	13
2.5 Análise de dados	14
3. Resultados.....	16
3.1 Variabilidade ambiental de riachos em Condições de Referência.....	16
3.2 Variabilidade de comunidades de macroinvertebrados bentônicos	19
3.3 Variáveis ambientais e comunidades de macroinvertebrados bentônicos	21
4. Discussão	22
5. Conclusões.....	27
6. Perspectivas Futuras	28
7. Referências Bibliográficas.....	29
Anexos.....	38

Resumo

A definição de Condições de Referência visa quantificar a variabilidade natural de características ambientais e biológicas de ecossistemas minimamente perturbados por ações antrópicas. Riachos de cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG) estão inseridos em uma zona de transição, que engloba Campos Rupestres e Florestas Estacionais Semi-Desciduais, resultando em alta variabilidade ambiental e biológica. Os objetivos desta dissertação foram: (i) caracterizar condições ambientais e biológicas de referência em riachos de cabeceira, com base em (a) medidas ambientais em múltiplas escalas espaciais, e (b) estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos; (ii) testar a hipótese de que a composição, riqueza e abundância de comunidades bentônicas em áreas de campos rupestres e floresta são diferentes; (iii) apontar quais variáveis ambientais melhor explicam a variação de riqueza taxonômica. Foram selecionados 21 riachos de cabeceira em áreas de mata e 10 em campos rupestres minimamente alterados por atividades humanas. Os riachos foram caracterizados em escalas de micro-bacia de contribuição (p. ex.: altitude, litologia, área de drenagem), trecho de riacho (p. ex.: morfologia do canal, tipo de substrato e fluxo) e coluna d'água (parâmetros físicos e químicos da água). Para caracterizar os trechos de riachos foi realizada uma simplificação do protocolo de habitats físicos da Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA). Foram coletados 19.295 macroinvertebrados classificados em 63 famílias. A composição e riqueza de macroinvertebrados foi diferente entre riachos de campos e florestas. Riachos em floresta detém maior número de *taxa* ($29,9 \pm 5,9$) do que riachos de campos rupestres ($23,6 \pm 6,3$) ($t = 2,69$; $gl = 29$; $p = 0,012$). Um modelo de regressão linear múltipla com três variáveis (condutividade elétrica, taxa de imersão no sedimento fino e concentração de nitrito) explicou 42 % da variação de riqueza entre os riachos. As medidas de condutividade elétrica e taxa de imersão apresentaram correlação positiva com riqueza, enquanto que a concentração de nitrito foi negativamente correlacionada. O estudo apontou fatores ambientais que influenciam a estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira. Além disso, estes dados de referência podem ser utilizados em planos de monitoramento e restauração de riachos degradados na região do Alto Rio das Velhas, além de propor um protocolo simplificado de habitat físico que pode servir como ferramenta de monitoramento de riachos de cabeceira em bacias hidrográficas tropicais.

Palavras-chave: macroinvertebrados, campos rupestres, riachos de cabeceira, conservação de biodiversidade, habitats físicos.

Abstract

The definition of Reference Conditions aims to quantify the natural variability of environmental and biological features in minimally disturbed ecosystems. The Upper Rio das Velhas basin (State of Minas Gerais, Brazil) is located in a transition zone which encompasses Rupestrian fields and Atlantic semi-deciduous forests, resulting in high environmental and biological variability. The objectives of this study were: (i) describe reference conditions of environmental and biological features in headwater streams at the Upper Rio das Velhas basin, based on (a) environmental measurements at multiple spatial scales, and (b) the structure of benthic macroinvertebrate communities; (ii) test the hypothesis that the composition, richness and abundance of benthic communities in areas of rupestrian fields and forests are different; (iii) point out which environmental variables best explain the variation in species richness of these communities. 21 headwater streams were selected in forest areas and 10 in rupestrian fields minimally altered by human activities. The streams were characterized at the micro-basin scale (e. g., altitude, lithology, drainage area), at reach scale (e. g., channel morphology, substrate type and flow) and also concerning the water chemistry. The physical habitats protocol of the US Environmental Protection Agency (US-EPA) was simplified and applied at the stream sites. We collected 19,295 macroinvertebrates, classified into 63 families. The composition and richness of macroinvertebrates were different between rupestrian fields and forests. Streams in forest have a greater number of *taxa* (29.9 ± 5.9) than rupestrian fields streams (23.6 ± 6.3) ($t = 2.69$, $df = 29$, $p = 0.012$). A multiple linear regression model with three variables (electrical conductivity, embeddedness and concentration of nitrite) explained 42% of the richness variation among the streams. Electrical conductivity and embeddedness were positively correlated with *taxa* richness, while nitrite concentrations did the opposite. The study pointed out possible environmental factors driving the structure of macroinvertebrate communities in headwater streams. It also provides baseline data for future plans of monitoring and restoration of degraded streams, and propose a simplified protocol that can serve as an important monitoring tool for tropical headwater streams.

Key-words: macroinvertebrates, rupestrian fields, headwater streams, biodiversity conservation, physical habitats.

1. Introdução

A interpretação de indicadores ecológicos utilizados em programas de biomonitoramento de bacias hidrográficas é realizada com base em características observadas em ecossistemas minimamente alterados por atividades humanas, as chamadas Condições de Referência (Karr & Dudley, 1981; Bailey et al., 2004; Stoddard et al., 2006). Diversos estudos de biomonitoramento de bacias hidrográficas têm destacado as dificuldades em selecionar e caracterizar condições de referência, apontando estes fatores como as maiores limitações para a realização de diagnósticos adequados sobre a saúde de ecossistemas e de sua integridade ecológica (Gamito et al., 2012; Kosnicki et al., 2014). Estas caracterizações são úteis ao estabelecimento de padrões ecológicos de referência, que podem ser comparados com outros riachos (sítios teste) em avaliações ambientais, ou como metas de qualidade ambiental ("targets") em projetos de restauração de bacias hidrográficas (Stoddard et al., 2006; Feio et al., 2013).

Ecossistemas aquáticos prístinos são raros ou mesmo inexistentes em muitas bacias hidrográficas (Whittier et al., 2007). Assim, frequentemente a caracterização de condições de referência é realizada com base em ecossistemas sob a menor influência humana possível em uma determinada região - Condições de Mínimo Distúrbio ("Least Disturbed Condition" - LDC) (Stoddard et al., 2006). A caracterização dessas áreas deve englobar a mensuração de um conjunto de atributos físicos, químicos e biológicos (Bailey et al., 2004; Stoddard et al., 2006).

Segundo a abordagem de condições de referência é fundamental compreender e quantificar a variabilidade natural entre riachos em uma determinada ecoregião (Hughes et al., 1986; Omernik, 1987; Bailey et al., 2004). Longe de ser um problema, a variabilidade ambiental e biológica de riachos deve ser bem caracterizada (Stoddard et

al., 2006) para que comparações ecológicamente relevantes possam ser realizadas sobre um determinado sítio teste na ecoregião correspondente (Bailey et al., 2004; Bowman & Somers, 2005). Se o valor de algum indicador ecológico do sítio teste não for enquadrado dentro dos limites da variação natural observada em sítios de referência, considera-se que o sítio encontra-se ecológicamente impactado. Por outro lado, aqueles sítios que possuem indicadores ecológicos dentro dos limites da variabilidade natural podem ser considerados em boas condições ambientais (Figura 1).

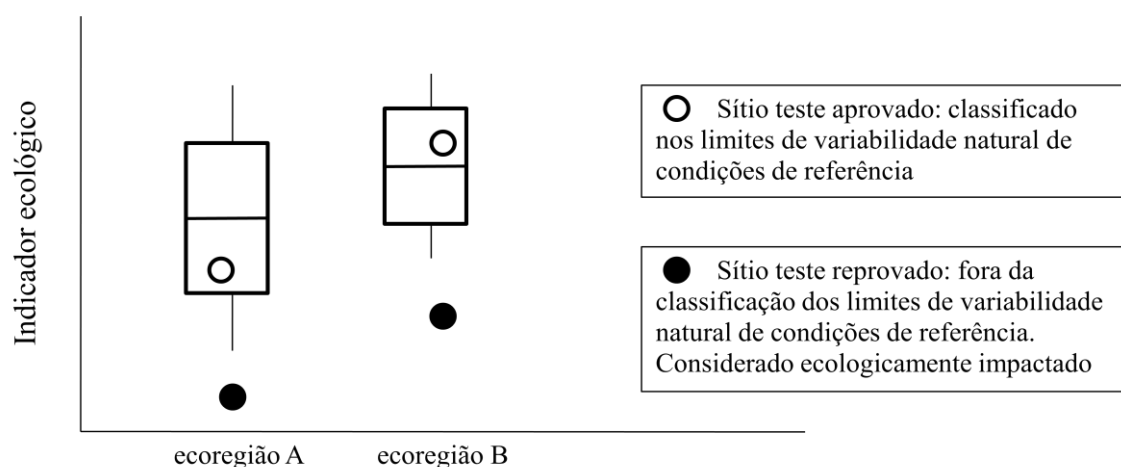


Figura 1: Variabilidade natural de um indicador ecológico em sítios de referência em duas ecoregiões distintas A e B. Esquema adaptado de Bailey et al. (2004).

Diversos programas de monitoramento de bacias hidrográficas têm destacado a necessidade de caracterizar condições de referência (p. ex.: Estados Unidos - NARS; Europa - Water Framework Directive; Inglaterra - RIVPACS; Austrália - AusRivAS). Além de garantir um diagnóstico adequado em avaliações ambientais (Gamito et al., 2012), essas caracterizações podem subsidiar tomadas de decisões sobre áreas prioritárias para conservação de biodiversidade em bacias hidrográficas (Pardo et al., 2012).

A estrutura de comunidades biológicas em riachos de cabeceira é determinada por variáveis ambientais que atuam em diversas escalas espaciais (p. ex.: bacia hidrográfica, micro-bacia de contribuição, trecho de riacho) (Frissell et al., 1986; Allan,

2004; Goldstein et al., 2007). Assim, a caracterização de condições de referência deve considerar variáveis ambientais em escalas regional (p. ex. geomorfologia, geologia, cobertura vegetal, Hughes et al., 1986; Gamito et al., 2012) e local (p. ex. morfologia do canal, tipos de fluxo e substratos, características físicas e químicas de coluna d'água, Barbour et al., 1999). Essa caracterização é fundamental para estabelecer relações de causa e efeito entre as comunidades aquáticas bioindicadoras e as condições ambientais (Bailey et al., 2004; Basset et al., 2012). A interação dessas variáveis ambientais determina a variabilidade de nichos ecológicos e o estabelecimento destes organismos (Poff, 1997; Heino, 2013).

Comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido amplamente utilizadas como indicadores ecológicos em bacias hidrográficas (p. ex.: Bowman & Somers, 2005; Feio et al., 2007; Villamarín et al., 2013). Estes organismos são conhecidos por refletir o estado de integridade dos ecossistemas aquáticos e por responderem às alterações ambientais tanto em escala de bacia de drenagem (Cushman & Mcgarigal, 2002), quanto em escala de trecho de riacho (Norris & Thoms, 1999; Bonada et al., 2007; Ligeiro et al., 2014). Por isso, compreender como estas comunidades são estruturadas em riachos tropicais preservados é fundamental para definir indicadores ecológicos adequados (Gamito et al., 2012; Feio et al., 2013).

Mesmo que pertençam a uma mesma bacia hidrográfica, riachos em condições de referência podem apresentar padrões físicos, químicos e biológicos altamente distintos (Omernik & Bailey, 1997; Hawkins et al., 2010). O Rio das Velhas, considerado um dos principais rios do estado de Minas Gerais (Brasil), possui uma área de drenagem de 29.173 km² e estende-se por 801 km de sua nascente até sua foz, no Rio São Francisco, em Barra do Guaiacuí (CBHVelhas, 2013). O trecho alto da bacia possui formação geomorfológica composta pelo Supergrupo Rio das Velhas e Supergrupo

Minas, com idades e composições geológicas distintas (Monteiro & Bacellar, 2014). Parte da malha de drenagem desta bacia percorre áreas cobertas por fitofisionomias de mata atlântica e campos rupestres, um tipo fitofisionômico de Cerrado (Camargos, 2005). Assim, os riachos de cabeceira na região apresentam padrões hidrogeofísicos distintos (Camargos, 2005; Monteiro & Bacellar, 2014), que podem ser responsáveis por significativas variações das condições de referência ambientais e biológicas (Sanchez-Montoya et al., 2008, Gamito et al., 2012). Além disso, a caracterização de condições de referência no Alto Rio das Velhas é um grande desafio tendo em vista a dificuldade em se encontrar áreas minimamente perturbadas nesta região (Paz et al., 2008). O alto Rio das Velhas é responsável pelo abastecimento dos domicílios de toda a Região Metropolitana de Belo Horizonte (3^o mais populosa do Brasil) (IBGE, 2014) e dos pólos industriais concentrados na metrópole. Também, o Quadrilátero Ferrífero é a principal área mineradora do Brasil, o que tem gerado grande impacto sobre os cursos d'água da região (IBRAM, 2012).

Visando contribuir com o desenvolvimento de ferramentas de monitoramento e conservação de bacias hidrográficas, esta dissertação tem como objetivos:

- I. Caracterizar condições ambientais e biológicas de referência em riachos de cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas, com base em medidas de (a) variáveis ambientais em múltiplas escalas espaciais e (b) da estrutura e composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos;
- II. Testar a hipótese de que a composição, riqueza e abundância das comunidades bentônicas em áreas de campos rupestres e florestas são diferentes;
- III. Apontar quais variáveis ambientais melhor explicam a variação na riqueza taxonômica destas comunidades.

2. Materiais e Métodos

2.1 Áreas de estudo

A unidade de conservação (UC) Área de Proteção Ambiental Estadual Cachoeira das Andorinhas (APA Cachoeira das Andorinhas) engloba os riachos de cabeceira e a nascente do Rio das Velhas (IEF, 2013). A APA Cachoeira das Andorinhas possui 18,7 mil hectares (Rezende et al., 2011) onde está inserido um mosaico de áreas preservadas e UCs de patrimônios público (Floresta Estadual Uaimii) e privado (Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPNs), onde é possível encontrar diversos riachos em condições de mínimo distúrbio antrópico. Por estarem localizados em uma zona de transição entre Mata Atlântica e Cerrado, os 31 riachos de cabeceira selecionados (Anexo 1) foram divididos *a priori* em dois ecotipos com base no tipo de fitofisionomia predominante nestes dois biomas: 21 riachos de floresta estacional semi-decidual e 10 riachos de campos rupestres (Figura 2).

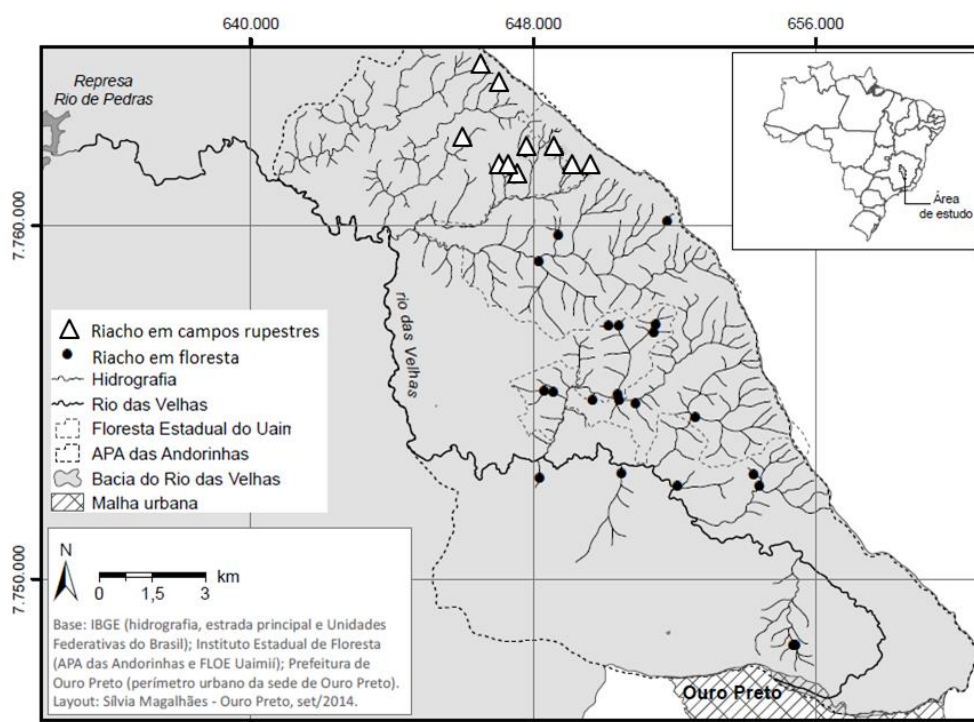


Figura 2: Sítios amostrais na Área de Proteção Ambiental Cachoeira das Andorinhas, trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

A região possui um relevo acidentado (~ 1.000 a 1.500 m) e o clima é caracterizado por invernos secos com temperaturas médias anuais entre 13,5°C e 15,5°C (junho a agosto) e verões chuvosos com temperaturas médias entre 20°C e 21°C (novembro a janeiro) (SEMAD/MG, 2011). Durante o período chuvoso a precipitação varia entre a mínima de 1.300 mm e máxima de 1.900 mm (SEMAD/MG, 2011).

2.1.1 Ecotipos: riachos de campos rupestres e de floresta estacional semi-decidual

Os riachos de campos rupestres estão localizados na Serra do Espinhaço sobre as cristas quartzíticas do Supergrupo Minas (Monteiro & Bacellar, 2014). Os campos rupestres ocorrem em afloramentos rochosos de Cerrado e Caatinga (Giulietti, 1997; Alves et al., 2014), sendo considerados um complexo vegetacional azonal endêmico do Brasil (Prance, 1994). Este tipo de fisionomia ocupa áreas de afloramentos rochosos e solos rasos (máx. 3 m), ácidos, pobres em nutrientes e compostos basicamente por areias brancas (Alves et al., 2014). Apesar dos baixos níveis nutricionais no solo, os campos rupestres apresentam elevada riqueza de espécies de plantas e altas taxas de endemismos (Negreiros et al., 2009). As formas vegetacionais são, em sua maioria, esclerófilas e herbáceas, enquanto outras assumem formas arbusculares. As famílias Eriocaulacea, Velloziaceae e Xyridaceae são dominantes (Alves et al., 2014).

Os riachos de floresta estacional semi-decidual estão localizados no Supergrupo geomorfológico Rio das Velhas, mais especificamente no Grupo Nova Lima (Monteiro & Bacellar, 2014). Os riachos estão localizados em áreas de colinas, com litologia predominante do tipo xisto, que desenvolve latossolos vermelho e amarelo (Monteiro & Bacellar, 2014). Estes tipos de solo são mais profundos, de textura média/argilosa, com maior potencial erosivo e geralmente associado a florestas tropicais (IBGE, 2007). As florestas estacionais semi-decíduais constituem 85 % da área original da Mata Atlântica

do Estado de Minas Gerais (Scolforo & Carvalho, 2006). Estas possuem árvores de médio e grande portes que, caracteristicamente, perdem parte das folhas na estação seca. São compostas, predominantemente, por gêneros de espécies de plantas amazônicas de ampla distribuição (p. ex.: *Parapiptadenia*, *Peltophorum*, *Cariniana*, *Lecythis*, *Handroanthus*, *Astronium*) (IBGE, 2012).

2.2 Seleção de sítios de referência

A escolha de riachos de referência foi realizada através de uma análise criteriosa de toda a APA Cachoeira das Andorinhas a fim de identificar áreas sob mínimo distúrbio antrópico, partindo da escala de bacia até a escala de trecho de riacho, como sugerido por Hughes et al. (1986). A análise em escala de bacia foi realizada com o auxílio de mapa digital (escala 1:50.000), através do Sistema de Informações Georeferenciadas (SIG) (Software SPRING, versão 5.2) e bases cartográficas de hidrografia, curvas de nível, sistema viário, limites municipais (fonte: Instituto Brasileiro de Geografia - IBGE) e perímetros das UCs (fonte: Instituto Estadual de Florestas - IEF). A busca se restringiu aos riachos de zona *crenon* e *hipocrenon* (Illies & Botosaneanu, 1961; Wasson, 1989), em trechos que variam de 1^a a 4^a ordens (Strahler, 1957).

Para definir os sítios de referência foram considerados os 20 critérios propostos por Sánchez-Montoya et al. (2008) onde são estabelecidos os limites máximos de fontes poluidoras na área de micro-bacia de contribuição de cada riacho (p. ex.: < 0,7 % zonas urbanas; < 3 % fazendas irrigadas; > 80 % cobertura natural) (Anexo 2). Após a seleção via SIG foram realizadas campanhas de reconhecimento em campo para avaliar a validade dos sítios selecionados e a acessibilidade da equipe para realizar as amostragens subseqüentes.

2.3 Caracterização ambiental dos riachos em condições de referência

As campanhas de amostragens foram realizadas durante a estação seca, nos meses de agosto e setembro de 2013. A caracterização ambiental dos sítios de referência foi baseada no levantamento de variáveis ambientais divididas em duas escalas espaciais: micro-bacia de contribuição (escala regional) e trecho de riacho (escala local) (Parsons et al., 2004), além da mensuração de variáveis físicas e químicas de coluna d'água (Tabela 1). Variáveis em escala local foram subdivididas em cinco categorias para viabilizar os procedimentos de análise de dados.

Tabela 1: Variáveis ambientais selecionadas para caracterizar condições de referência em riachos de cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

Escala regional	Cota altimétrica (m)
	Ordem do riacho (Strahler)
	Área da micro-bacia de contribuição (ha)
	Proporção de tipo litológico dominante (%)
	Uso e ocupação do solo (%)
Escala local - categorias	Morfologia do canal
	Características de substrato
	Características de fluxo
	Cobertura de dossel
	Abrigo para macroinvertebrados
Coluna d'água	Temperatura (°C)
	pH
	Oxigênio Dissolvido (mg/L)
	Condutividade elétrica (µS/cm)
	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)
	Turbidez (UNT)
	Alcalinidade total (mEq/L CO ₂)
Nitrogênio total (mg/L); Fósforo total (µg/L); Ortofosfato (µg/L); Nitrito (µg/L)	

Os perímetros das micro-bacias de contribuição foram delimitados visualmente seguindo as curvas de nível de maior cota (com equidistância de 20 metros), correspondendo ao divisor de águas (fonte: IBGE). Dados de geologia foram obtidos através do Projeto de Geologia do Quadrilátero Ferrífero (Lobato et al., 2005). Para

avaliar o uso e ocupação de solo em cada micro-bacia foram utilizadas imagens de Quickbird, fornecidas pela Prefeitura Municipal de Ouro Preto (2008).

Utilizando uma sonda multiparâmetros (650 MDS probe 6920; Yellow Springs, Ohio), foram mensuradas variáveis físicas e químicas de coluna d'água: temperatura, pH, sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica. Amostras de água foram conduzidas ao laboratório de Ecologia de Bentos na UFMG para mensuração dos teores de oxigênio dissolvido, turbidez, alcalinidade total, nitrogênio total e fósforo total, ortofosfato e nitrito (APHA, 2005).

2.3.1 Simplificação do protocolo de habitats físicos de Peck et al. (2006)

Para o levantamento das variáveis em escala local foi utilizada uma simplificação do protocolo de avaliação de habitats físicos utilizado pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA) (Peck et al., 2006). Neste protocolo a extensão do trecho de riacho a ser avaliado é estabelecida através da fórmula: média da largura do riacho x 40. O protocolo indica ainda um comprimento mínimo de trecho de sítio amostral de 150 metros mesmo para riachos com largura média menor que 3,75 metros.

No entanto, os riachos de cabeceira estudados possuem dimensões reduzidas (p. ex.: sítios amostrais localizados a menos de 50 m de sua nascente, largura do canal ~50 cm e profundidade ~10 cm - Figura 3). Essas características morfológicas limitariam a aplicação do protocolo da US-EPA, demandando sua simplificação.



Figura 3: Riachos de cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

A simplificação do protocolo proposto (Anexo 3) esteve baseada em resultados de estudos que utilizaram o protocolo da US-EPA em riachos tropicais (p. ex.: Ligeiro et al., 2013; Ferreira et al., 2014; Macedo et al., 2014; Callisto et al., 2014). Foram eliminadas as medidas de caracterização de componentes do habitat físico (seção 7, Peck et al., 2006): acúmulo de grandes pedaços de madeira ("woody debris tally"), afunilamento do canal ("channel constraint") e número de detritos torrenciais ("debris torrents"). Além disso, foram eliminadas as medidas de abrigo para peixes e a seção dedicada à coleta de perífíton, visto que não eram objetivo deste estudo. Para mensurar a vazão dos riachos foi adotada apenas o método do "objeto flutuante", com a redução do número de medidas de profundidade em cada transecto de 20 para 5.

O sítio amostral foi definido como um trecho longitudinal de 25 metros onde foram estabelecidos seis transectos equidistantes perpendiculares ao eixo longitudinal, marcados de "A" a "F" de jusante a montante (Figura 4).

Para a aplicação do protocolo simplificado em campo foram necessárias entre três a quatro pessoas e um esforço amostral médio de três horas por trecho. A partir

destas medidas em campo foi possível calcular 165 métricas quantitativas de habitats físicos de acordo com Kaufmann et al. (1999).

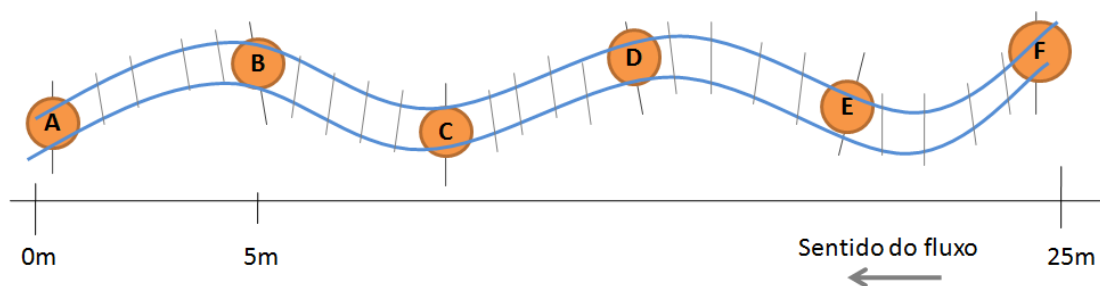


Figura 4: Desenho esquemático dos transectos de amostragens em cada sítio amostral.

2.4. Caracterização de comunidades bentônicas em riachos em condições de referência

Uma amostra de sedimento para o estudo de macroinvertebrados foi coletada em cada transecto, totalizando seis amostras por sítio amostral. Utilizou-se o método "kicking-net" com uma rede em formato "D" de malha 500 μm e área de abertura de captura 0,09 m^2 (área total de 0,54 m^2). Os organismos foram identificados até nível de família (exceto Oligochaeta, Bivalvia, Hirudinea, Hydracarina, Nematoda e Collembola) com o auxílio de uma lupa (32x) e de chaves taxonômicas específicas (Pérez, 1988; Merritt e Cummins, 1996; Fernández e Domínguez, 2001; Costa et al., 2006; Mugnai et al., 2010). Após a identificação os macroinvertebrados foram depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônicos do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, segundo metodologia descrita por França & Callisto (2007).

2.5 Análise de dados

Foi realizada uma análise de Regressão Linear Múltipla (RLM) para certificar que as métricas de distúrbio antrópico (% de uso e ocupação do solo na micro-bacia de contribuição e presença de influência humana na margem/zona ripária) não teriam influência sobre a riqueza e abundância de macroinvertebrados. Após comprovar que os riachos selecionados não estão sob a influência de nenhum gradiente de distúrbio antrópico, estas métricas foram eliminadas das análises subsequentes. Métricas ambientais que apresentaram valores iguais a zero em mais de 90% dos riachos amostrados também foram eliminadas das análises.

Para selecionar as métricas ambientais candidatas a explicar a variação da riqueza e abundância de macroinvertebrados, as categorias de métricas de habitats físicos-escala local (Anexo 4) foram submetidas a uma matriz de correlação de Pearson, objetivando eliminar variáveis com alto índice de correlação ($r > |0,80|$) (Marzin et al., 2013). Para as métricas em escala regional e de coluna d'água as correlações foram realizadas sem categorização. Dentre as variáveis com alto índice de correlação foram escolhidas aquelas com maior relevância ecológica para comunidades de macroinvertebrados e as mais facilmente calculáveis (Little et al., 1999). Posteriormente, foram realizadas Análises de Componentes Principais (PCA) em cada categoria de métricas de habitat físico selecionando as métricas que mais se dispersaram no plano multivariado (1º e 2º eixo da PCA) (Little et al., 1999; Vaughan & Ormerod, 2005). Ao final foram selecionadas 31 métricas. Os valores de cada métrica em riachos de campos rupestres e florestas foram comparados através de um test-T de Student ($p < 0,05$) para apontar quais medidas eram significativamente diferentes.

Para testar se a estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos foi diferente entre os ecotipos campos rupestres e florestas, medidas de número de

indivíduos e riqueza taxonômica média foram comparadas através de um test-T de Student ($p < 0,05$). Para comparar os dados de composição de famílias entre os ecotipos, realizou-se um Análise Multivariada Permutacional de Variância (PERMANOVA), utilizando os índices de Gower (abundância relativa) e Jaccard (presença e ausência) (Anderson & Walsh, 2013). As similaridades entre as assembléias foram graficamente representadas por uma análise de escalonamento métrico multidimensional (MDS).

Para definir um conjunto de variáveis ambientais que melhor explicaria a variação de riqueza de macroinvertebrados foi realizada uma análise RLM com os conjuntos de variáveis ambientais regionais, locais e de coluna d'água (Mac Nally, 2000). Modelos foram gerados utilizando o procedimento de melhores subconjuntos (*best-subsets*) com um número limite de três variáveis explanatórias (Harrell, 2001), que representam 10 % do número total de riachos amostrados. Este percentual limite é sugerido por Gotelli & Ellison (2004) a fim de evitar a seleção de modelos inflados. A escolha dos melhores modelos foi baseada nos valores corrigidos do Critério de Informação Akaike (AICc). De acordo com o princípio da parcimônia, entre modelos com igual poder percentual ($\Delta AICc \leq 2$), deve-se optar pelo modelo com menor número de variáveis (Burnham & Anderson, 2002).

3. Resultados

3.1 Variabilidade ambiental de riachos em Condições de Referência

A partir da caracterização de uso e ocupação do solo nas micro-bacias de contribuição dos riachos considerados em condição de referência, constatou-se a ocorrência de mínimos distúrbios antrópicos. A presença de estradas não pavimentadas foi o tipo de distúrbio mais freqüente, observado em 45,2 % das micro-bacias avaliadas. Solo exposto foi o segundo tipo de distúrbio mais observado, presente em 29 % das micro-bacias. Também foram identificadas construções de pequenas represas em três micro-bacias em áreas de floresta, e em duas destas também havia a presença de uma linha férrea. A variabilidade das métricas ambientais em escalas de micro-bacia, trecho de riacho e coluna d'água foram descritas de modo comparativo entre riachos inseridos em áreas de floresta e campos rupestres (Tabela 2).

Ao caracterizar as variáveis regionais das micro-bacias de contribuição, observou-se dois tipos de litologia predominantes: xistos e quartzitos. As áreas de micro-bacias inseridas em floresta são freqüentemente dominadas pelo tipo litológico xisto (81 %), enquanto que 60% dos riachos em áreas de campos rupestres apresentaram formação litológica dominante do tipo quartzito. Formações geológicas dos tipos canga, itabirito, diabásico e metarenito apresentaram ocorrências menores que 10% nas micro-bacias avaliadas, portanto, não foram incluídas como métricas nas análises.

Tabela 2: Definição de variabilidade ambiental de riachos em condições de referência no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

	Valores de referência (resolução CONAMA 357/2005 Classe 1)	Campos Rupestres		Florestas		p < 0,05
		Média	(±SD)	Média	(±SD)	
Variáveis físicas e químicas de coluna d'água						
Temperatura (°C)	-	16,28	1,16	16,16	1,19	
pH	6 a 9	5,83	0,79	7,06	0,94	
Condutividade elétrica (µS/cm)	-	4,68	1,41	35,55	21,38	*
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	≤ 500 mg/L	0,00	0,00	9,49	12,84	*
Turbidez (UNT)	≤ 40 NTU	2,24	2,37	11,88	8,93	
Alcalinidade total (mEq/L CO ₂)	-	47,44	70,04	127,70	109,06	*
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	≥ 6 mg/L	8,20	1,00	10,25	1,73	*
Nitrogênio Total (mg/L)	-	0,06	0,02	0,07	0,02	
Fósforo Total (µg/L)	≤ 100 µg/L	11,28	10,89	16,87	23,93	
Ortofosfato (µg/L)	-	10,91	4,35	11,17	3,62	
Nitrito (µg/L)	≤ 1000 µg/L	28,29	25,65	57,26	37,62	*
Variáveis em escala regional						
Altitude (m)		1119,00	118,36	1135,71	88,29	
Área da micro-bacia de contribuição (ha)		27,09	22,17	134,75	187,27	
Ordem do riacho (Strahler)		1 ^a	-	1 ^a - 4 ^a	-	
Proporção de quartzo (%)		66,00	28,00	16,00	26,00	*
Proporção de xisto (%)		34,00	28,00	78,00	31,00	*
Variáveis em escala local						
Código das variáveis (Kaufmann et al., 1999)						
Morfologia do canal						
Profundidade média (cm)	<i>xdepth_s</i>	13,58	5,74	9,22	4,94	*
Largura molhada média (m)	<i>Xwidth</i>	1,01	0,29	1,13	0,58	
Largura média do leito sazonal (m)	<i>cbkf_w</i>	3,04	1,02	3,14	1,09	
Altura média do leito sazonal (m)	<i>xbkf_h</i>	0,94	0,20	0,78	0,34	
Declividade (%)	<i>xslope</i>	10,17	8,84	6,09	7,59	
Sinuosidade (m/m)	<i>Sinu</i>	1,29	0,49	1,09	0,12	
Características de substrato						
Taxa de imersão no sedimento fino (%)	<i>xembed</i>	42,83	27,08	59,72	24,25	
Rochas lisas e rugosas (%)	<i>pct_bdrk</i>	31,55	30,00	1,50	3,85	*
Cascalho fino (%)	<i>pct_gf</i>	20,90	20,15	9,52	8,96	*
Presença de sedimento fino no <i>talweg</i> (%)	<i>pctrsed</i>	39,20	30,33	46,24	38,01	
Características de fluxo						
% Quedas + cascatas + rápidos + corredeiras	<i>pct_fast</i>	40,47	27,03	46,68	30,16	
% Piscinas	<i>pct_pool</i>	30,90	27,88	10,13	19,57	*
Características do dossel						
% Média de dossel	<i>xcdenmid</i>	40,86	8,38	44,61	3,06	
Tipos de abrigo						
% Pedacos pequenos de madeira	<i>xfc_brs</i>	14,84	9,96	11,47	7,68	
% Bancos de folhas	<i>xfc_leb</i>	20,70	11,63	17,25	7,55	

A morfologia do canal não foi diferente entre os dois ecotipos. Os riachos, em sua maioria, foram rasos 14,90 cm (\pm 7,10 cm) com largura média de 1,10 m (\pm 0,50 m). O fundo foi predominantemente formado por sedimentos finos (52 ± 26 %). Riachos em campos rupestres apresentaram caracteristicamente maior percentual médio de rochas ao longo do trecho avaliado (32%), enquanto que nos trechos de riachos em floresta esse percentual foi menor que 2 %. A ocorrência de cascatas foi observada em 50% dos riachos inseridos em campos rupestres, enquanto que em áreas de floresta essa frequência não passou dos 30 % dos riachos amostrados. Todos os riachos possuíam mata ripária bem preservada. A Figura 5 exemplifica as principais características de habitats físicos de riachos inseridos em campos rupestres e florestas.



Figura 5: Riachos de cabeceira em condições de referência em áreas de campos rupestres (A, B, C) e floresta estacional semi-decidual (D, E, F), no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

3.2 Variabilidade de comunidades de macroinvertebrados bentônicos

Foram identificados 19.295 macroinvertebrados bentônicos distribuídos em 63 *taxa*. A família Chironomidae (Diptera) foi a mais abundante (35,8 %), seguida pelas famílias Leptophlebidae e Leptohiphidae (Ephemeroptera) com 7,7 % e 7,0 % respectivamente (Anexo 5).

Os riachos inseridos em florestas apresentaram maior riqueza taxonômica ($29,9 \pm 5,9$) quando comparados aos riachos em campos rupestres ($23,6 \pm 6,3$) ($t = 2,69$; $gl = 29$; $p = 0,012$). No entanto, a abundância de indivíduos não variou significativamente entre os dois ecotipos ($t = -1,70$; $gl = 29$; $p = 0,10$). Em riachos de florestas o número de *taxa* variou de 21 a 40 e a abundância de 105 a 1.557 indivíduos por riacho. Em campos rupestres a riqueza variou de 11 a 32 *taxa* e a abundância de 76 a 1009 organismos por riacho (Figura 6).

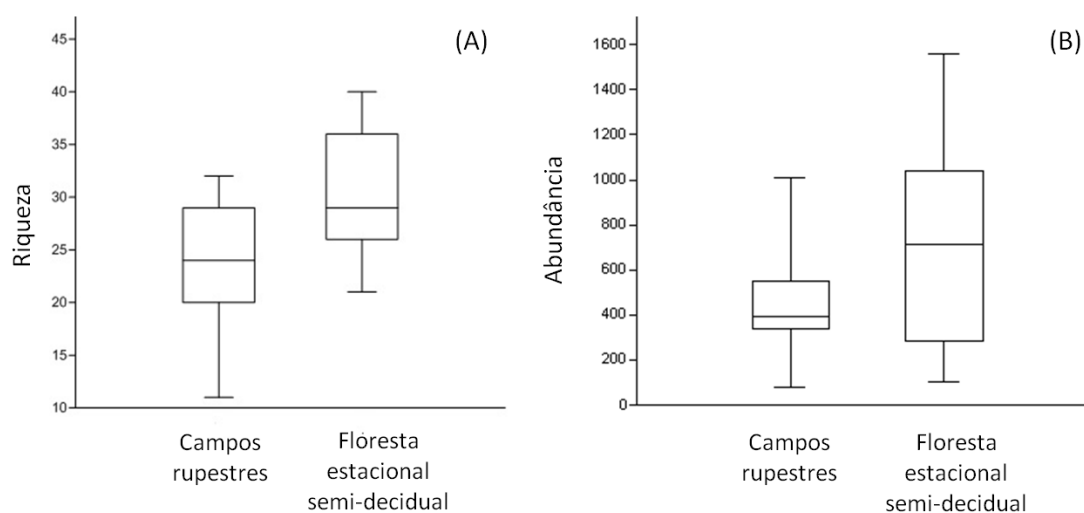


Figura 6: Variação de riqueza (A) e abundância (B) de macroinvertebrados bentônicos em riachos em campos rupestres e floresta estacional semi-decidual no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

A composição de famílias de macroinvertebrados em riachos inseridos em campos rupestres e florestas foi diferente, considerando a abundância relativa ($p < 0,001$) e a presença-ausência de *taxa* ($p < 0,001$) (Figura 7). Os riachos em florestas

apresentaram 12 *taxa* exclusivos: Psychodidae (Diptera); Leptohiphidae, Caenidae (Ephemeroptera); Ecnomidae (Trichoptera); Staphylinidae (Coleoptera); Pleidae, Helotrephidae, Belostomatidae (Hemiptera); Hyallellidae; Bivalvia; Hydracarina e Hirudinea. Em riachos em campos rupestres foram identificados apenas dois *taxa* exclusivos neste ecotipo: Noteridae e Mesoveliidae (Hemiptera).

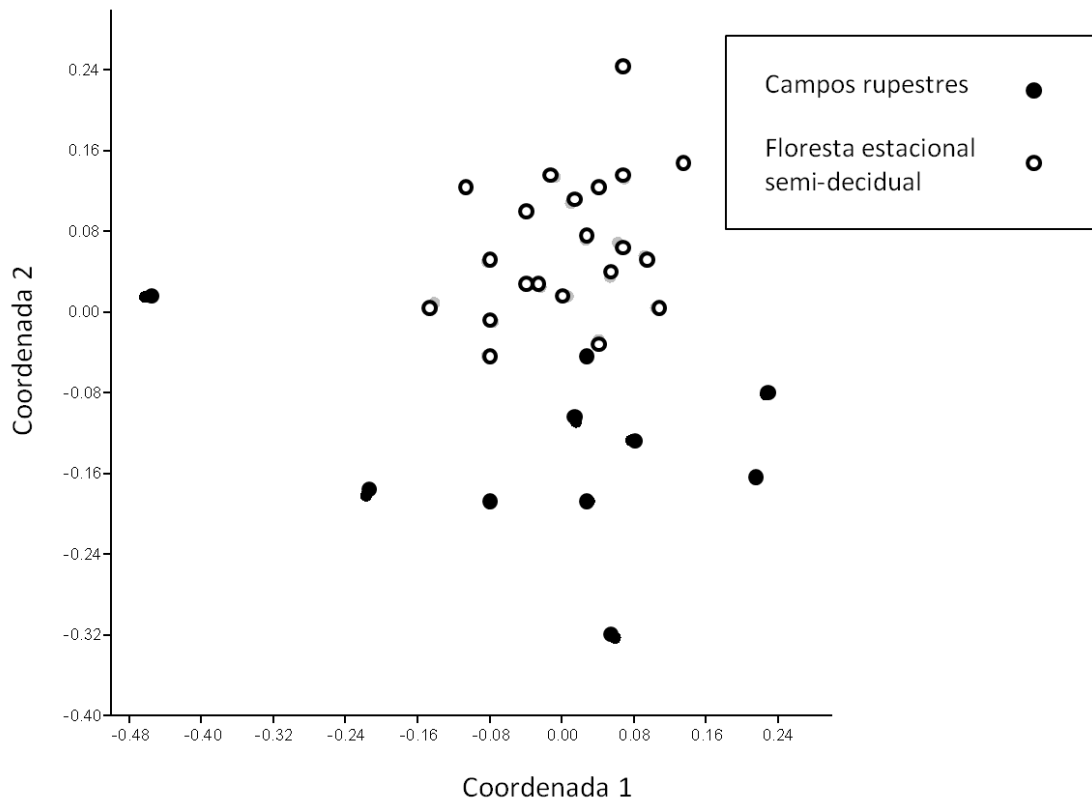


Figura 7: Análise de escalonamento dimensional (MDS) entre riachos em campos rupestres e floresta estacional semi-decidual, considerando o índice de Jaccard, no trecho alto da bacia do rio das Velhas (MG, Brasil).

Riachos em campos rupestres apresentaram maior percentual (48 %) de organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em comparação aos riachos em florestas (34 %). A família Chironomidae foi o segundo grupo com maior abundância total em ambos os ecotipos (Figura 8).

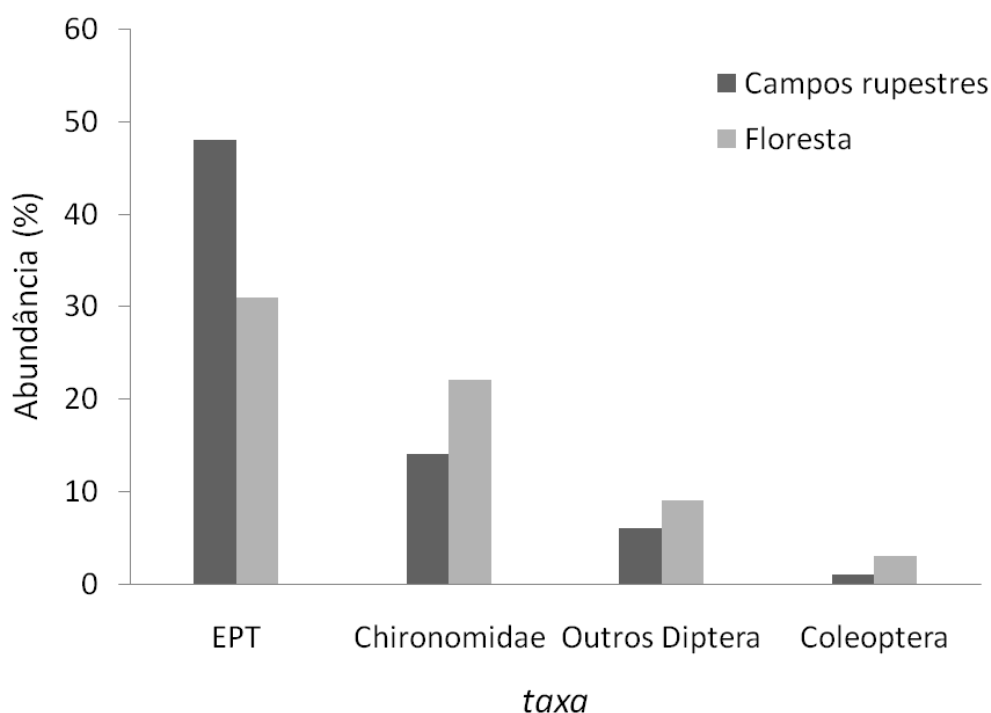


Figura 8: Abundância relativa dos principais grupos de macroinvertebrados bentônicos observados em riachos de cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

3.3 Variáveis ambientais e comunidades de macroinvertebrados bentônicos

Com base no valor de $AICc$ (199,9) foi possível selecionar um modelo que combinou apenas métricas ambientais na escala de trecho de riachos e de coluna d'água: condutividade elétrica, nitrito e taxa de imersão no sedimento fino, com poder explicativo R^2 de 42 % da variância da riqueza de macroinvertebrados ($F_{3,27} = 6,52$; $p < 0,005$).

As métricas condutividade elétrica ($\beta = 0,48$) e taxa de imersão ($\beta = 0,47$) influenciaram positivamente a riqueza de macroinvertebrados. A métrica nitritol apresentou correlação negativa ($\beta = -0,46$) com a variação das comunidades de macroinvertebrados.

4. Discussão

O conjunto de dados de caracterização de condições de referência em riachos de cabeceira no Alto Rio das Velhas reflete a alta diversidade de padrões hidrogeofísicos descritos por Monteiro & Bacellar (2014). Estas caracterizações indicam diferenças claras em termos de atributos físicos, químicos e biológicos para riachos em campos rupestres e florestas, reforçando a idéia de que os riachos de cabeceira em condições de referência numa mesma bacia podem apresentar padrões distintos (Omernik & Bailey, 1997; Bailey et al, 2004; Sanchez-Montoya et al., 2007). Os dados deste estudo, que consideram o conceito de condições de mínimo distúrbio antrópico (Stoddard et al., 2006), podem ser úteis como referências e "targets" aos futuros programas de monitoramento ambiental realizados no trecho alto da bacia do rio das Velhas.

A divisão da bacia em dois "ecotipos" permitiu descrever condições de referência de modo mais refinado, reduzindo a amplitude de variabilidade natural de métricas ambientais e biológicas em cada ecotipo. Esta estratégia de definição também foi aplicada por Sánchez-Montoya et al. (2008, 2012) em bacias hidrográficas no mediterrâneo e Villamarín et al. (2013) em riachos andinos, por apresentarem características hidrogeofísicas e climáticas bem distintas.

Os dados de riqueza e composição de macroinvertebrados corroboram a hipótese de que as comunidades são distintas entre os ecotipos campos rupestres e florestas. No entanto as diferenças ambientais dos ecotipos não atuam significativamente sobre a abundância destes organismos. Riachos de cabeceira em condições de referência em áreas de campos rupestres tendem a abrigar menor riqueza de macroinvertebrados do que riachos em áreas de florestas. Portanto, futuros programas de monitoramento baseados na comparação de métricas biológicas de "sítios teste" e "sítios de referência"

(Bailey et al., 2004) devem, necessariamente, considerar estas diferenças naturais entre os ecotipos.

Uma considerável fração da variação da riqueza de macroinvertebrados em condições de referência foi explicada através do método *best-subset models* que selecionou as variáveis condutividade elétrica, taxa de imersão no sedimento fino e concentração de nitrito. A menor riqueza de *taxa* encontrada em riachos de campos rupestres pode estar relacionada aos baixos valores de condutividade elétrica observados na água. Em ecossistemas preservados, a condutividade é relacionada à produtividade do ecossistema (Dodds, 2002), afetando a estrutura de comunidades biológicas, como observaram Kefford (1998) sobre a composição e Miserendino (2001) em relação à abundância de macroinvertebrados.

No que se refere à segunda variável explanatória, taxa de imersão no sedimento fino, era esperado uma relação negativa com a riqueza taxonômica, uma vez que o aumento de seus valores reduz a área disponível para abrigo e nidificação de comunidades de macroinvertebrados (Peck et al., 2006). Macedo et al. (2014) constataram esta relação negativa em duas outras bacias no Cerrado do Estado de Minas Gerais (Brasil). A relação positiva observada neste estudo pode ser explicada pelo fato de que riachos de floresta, detentores de maior riqueza, localizam-se em áreas de latossolo, com maior potencial erosivo (IBGE, 2007). Nestes riachos foram encontrados 12 *taxa* exclusivos, dentre os quais alguns possuem atributos funcionais que são favorecidos em condições de aumento de sedimento fino como respiração tegumentar, modo de vida escavador (Psychodidae e Hirudinea) (Dolédec et al., 2006; Larsen et al., 2011) e hábitos alimentares do tipo raspador (Caenidae), coletor-catador (Leptohiphidae) (Shimano et al., 2012, 2013) e filtrador (Bivalvia) (Cummins et al., 2005).

Apesar de a riqueza taxonômica ser menor em riachos em campos rupestres, a proporção de organismos das ordens EPT, reconhecidamente sensíveis a distúrbios ambientais (Moya et al., 2007; Suriano et al., 2011), foi maior nestes riachos. Considerando que este ecotipo apresenta maior percentual de rochas e cascalhos finos associados à litologia quartzítica e à declividade acentuados (Ribeiro & Freitas, 2010), as comunidades bentônicas que habitam estes riachos devem ser mais sensíveis a impactos causados por erosão. Em riachos tropicais que apresentam caracteristicamente maior percentual de rochas e cascalhos, a deposição de sedimentos finos leva, provavelmente, ao soterramento e à morte rápida de macroinvertebrados nestes riachos (Connolly & Pearson, 2007). Combinado a este fator de risco, diversos autores (p. ex.: Jacobi et al., 2007; Jacobi & Carmo, 2008; Negreiros et al., 2009) ressaltam a necessidade de programas de conservação específicos para os campos rupestres no Quadrilátero Ferrífero, pois estes ecossistemas possuem altos níveis de endemismos florísticos e sofrem intensa pressão de atividades mineradoras.

Destaca-se o importante papel da UC Floresta Estadual do Uamii e as RPPNs inseridas na APA Cachoeira das Andorinhas, que têm garantido melhor estado de conservação dos cursos d'água da região. Além disso, a primeira etapa de seleção de riachos apontou indícios de que esta região deve abrigar um maior número de riachos em condições de mínimo distúrbio ou em condições de maior integridade ambiental (*sensu* Minimally Disturbed Condition - MDS, Stoddard et al., 2006), mas que não foram amostrados devido à sua localização em áreas com terreno muito acidentado e/ou de mata fechada, de difícil acesso.

A fase de seleção e caracterização de riachos minimamente perturbados também foi fundamental para apontar os principais tipos de estressores humanos que ocorrem nas micro-bacias de contribuição destes riachos, sendo eles: estradas não-pavimentadas

e solo exposto. Apesar de ainda não existir um critério que delimite a densidade máxima de estradas que possam ocorrer em áreas de referência (Kosnicki et al., 2014), é sabido que a construção de estradas afeta significativamente as condições ecológicas de riachos (Jones et al., 2000) e sua biota aquática (Benton et al., 2008). Considerando que grande parte dos riachos está localizada em UCs públicas e particulares, estas questões devem ter destaque em cursos de capacitação de técnicos florestais. Desse modo, espera-se difundir as tecnologias e as vantagens da manutenção de áreas preservadas e de reflorestamento de áreas com solo exposto, bem como evitar a abertura de novas estradas dentro das UCs ou estabelecer limites ao trânsito de veículos em estradas existentes (Herrick, 2000; Jones et al., 2000).

Apesar da variação dos dados mensurados na coluna d'água oscilarem dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 para águas de Classe 1, as medidas de condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, alcalinidade total e oxigênio dissolvido foram significativamente diferentes entre os dois ecotipos de riachos. Riachos em florestas detêm maiores valores médios de todas estas variáveis em comparação aos riachos em campos rupestres. Estas diferenças naturais dos parâmetros físicos e químicos podem estar relacionadas às características da litologia predominante, declividade do terreno, cobertura vegetal (Snelder & Biggs, 2002; Macedo et al., 2014). Os tipos de substratos e de fluxos (Allan, 2004; Goldstein et al., 2007) também foram significativamente diferentes entre os dois ecotipos. Estas diferenças intrínsecas ao trecho alto da bacia do Rio das Velhas devem ser consideradas em avaliações ambientais e em futuras definições de limites estabelecidos pelas agências ambientais brasileiras, assim como já vem sendo realizado na América do Norte (p. ex.: US - Environmental Protection Agency) e Europa (p. ex.: Water Framework Directive).

Diferente do que foi observado na mensuração de parâmetros físicos e químicos na coluna d'água, onde cinco variáveis foram significativamente distintas entre os dois ecotipos, apenas três das 14 métricas de habitat físico apresentaram valores distintos. Objetivando definir a melhor ferramenta para a detecção de variação ambiental causada por pressões antrópicas, a mensuração de métricas de habitat físico apresenta-se como a melhor alternativa para o conjunto de riachos de cabeceira de bacias hidrográficas tropicais. Por exemplo, valores abaixo da variabilidade natural detectada para os percentuais de cobertura de dossel e banco de folhas apontam indícios de alterações antrópicas, ou ainda, o aumento de sedimentos finos no *talweg* ao longo do trecho amostrado (Barbour et al., 1999). Além disso, a simplificação do protocolo US-EPA (Peck et al., 2006) também se apresenta como uma alternativa para o cálculo de métricas de habitats físicos em riachos com dimensões reduzidas (em torno de 1 m de largura). Além disso, a redução do tempo de esforço amostral (entre 8,5 h e 11,5 h, segundo Peck et al., 2006) para aproximadamente 3 h possibilita a extrapolação do uso do protocolo para fins de educação ambiental e treinamentos do corpo técnico de UCs.

5. Conclusões

- A caracterização de condições ambientais de referência no trecho alto da bacia do Rio das Velhas aponta que há um maior número de variáveis ambientais na escala de micro-bacia e coluna d'água que são significativamente diferentes entre riachos de campos rupestres e florestas. Enquanto, as métricas de habitat físico pouco diferem entre os ecotipos.
- A riqueza taxonômica e a composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira em condições de referência na bacia são diferentes entre os dois ecotipos. Riachos em campos rupestres abrigam menor riqueza taxonômica ($23 \pm 6,3$) em relação aos riachos de floresta ($29,9 \pm 5,9$). A abundância não varia entre os ecotipos.
- Medidas de condutividade elétrica e taxa de imersão no sedimento fino estão correlacionadas positivamente com a riqueza de macroinvertebrados bentônicos, enquanto que os teores de nitrito apresentam correlação negativa. Este modelo explanatório explicou 42 % da variação da riqueza taxonômica de macroinvertebrados bentônicos.

6. Perspectivas Futuras

- Futuros estudos que objetivem desenvolver planos de monitoramento e conservação do trecho alto da bacia do Rio das Velhas baseados na abordagem de condições de referência devem considerar a escala temporal de variabilidade natural para detectar possíveis variações sazonais.
- Sugere-se a caracterização de variáveis físicas, químicas e biológicas em riachos de cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas em diferentes níveis de distúrbio antrópico, para desenvolver modelos preditivos para este trecho da bacia.
- Sugere-se que o protocolo simplificado seja replicado em riachos inseridos em áreas com diferentes níveis de distúrbios antrópicos, com o objetivo de avaliar a amplitude da variação de métricas de habitat físico e testar quais seriam as melhores medidas de distúrbio antrópico.

7. Referências Bibliográficas

- APHA, 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington: American Public Health Association.
- Allan, J. D., 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35: 257–284.
- Alves, R. J. V., N. G. Silva, N. G. Oliveira, & D. Medeiros, 2014. Circumscribing campo rupestre – megadiverse Brazilian rocky montane savanas. *Brazilian Journal of Biology* 74: 355–362.
- Anderson, M. J., & D. C. I. Walsh, 2013. PERMANOVA, ANOSIM and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs* 83: 557–574.
- Bailey, R. C., R. H. Norris, & T. B. Reynoldson, 2004. Bioassessment of freshwater ecosystems: using the Reference Condition Approach. Kluwer Academic Publishers. Boston/Dordrecht/New York/London. 170 p.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, & J. B. Stribling, 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C.
- Basset, A., E. Barbone, A. Borja, M. Elliott, G. Jona-Lasinio, J. C. Marques, K. Mazik, I. Muxika, J. M. Neto, S. Reizopoulou, I. Rosati, & H. Teixeira, 2012. Natural variability and reference conditions: setting type-specific classification boundaries for lagoon macroinvertebrates in the Mediterranean and Black Seas. *Hydrobiologia* 704: 325–345.
- Benton, P. D., W. E. Ensign, & B. J. Freeman, 2008. The effect of road crossings on fish movements in small etowah basin streams. *Southeastern Naturalist* 7: 301–310.
- Bonada, N., S. Dolédec, & B. Statzner, 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology* 13: 1658–1671.
- Bowman, M. F., & K. M. Somers, 2005. Considerations when using the Reference Condition Approach for bioassessment of freshwater ecosystems. *Water Quality Research Journal of Canada* 40: 347–360.

- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no 357 de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, 18 mar. 2005. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 20 set. 2013.
- Burnham, K. P., & D. R. Anderson, 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information theoretic approach. Springer. 488 p.
- Callisto, M. C.B.M. Alves, J.M. Lopes, & M.A. Castro, 2014. (Org.) Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos 1ed. Companhia Energética de Minas Gerais. Belo Horizonte. 264 p.
- Camargos, L. M. M. (2005). Plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio das Velhas: resumo executivo dezembro 2004/ Luíza de Marillac Moreira Camargos (Org.) Instituto Mineiro de Gestão das Águas, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas. Belo Horizonte. 228 p.
- Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas – CBHVelhas. Disponível em <<http://www.cbhvelhas.org.br/index.php/more-about-joomla/a-bacia.html>> Acesso em 02 de Junho de 2013.
- Connolly, N. M., & R. G. Pearson, 2007. The effect of fine sedimentation on tropical stream macroinvertebrate assemblages: a comparison using flow-through artificial stream channels and recirculating mesocosms. *Hydrobiologia* 592: 423–438.
- Costa, C., S. Ide, & C.E. Simonka, 2006. Insetos Imaturos - Metamorfose e Identificação. Holos Editora. Ribeirão Preto, SP. 249 p.
- Cummins, K.W., R.W. Merritt, & P.C.N. Andrade, 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40(1):71-90.
- Cushman, S.A., & K. Mcgarigal, 2002. Hierarchical multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology* 17: 637–646.
- Dodds, W. K., 2002. Freshwater ecology: concepts and environmental applications. Academic press. San Diego, London. 569 p.
- Doledec, S., N. Phillips, M. Scarsbrook, R.H. Riley, & C.R. Townsend, 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining land use effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 44–60.

- Elosegi, A., J. Díez, & M. Mutz, 2010. Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia* 657: 199–215.
- Feio, M. J., W. R. Ferreira, D. R. Macedo, A. P. Eller, C. B. M. Alves, J. S. França, & M. Callisto, 2013. Defining and testing targets for the recovery of tropical streams based on macroinvertebrate communities and abiotic conditions. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.2716
- Feio, M. J., T. B. Reynoldson, V. Ferreira, & M. A. S. Graça, 2007. A predictive model for freshwater bioassessment (Mondego River, Portugal). *Hydrobiologia* 589: 55–68.
- Fernández, H. R. & Domínguez, E., 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Tucumán, Universidad Nacional de Tucumán, 282p.
- Ferreira, W. R., R. Ligeiro, D. R. Macedo, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, L.G. Oliveira, & M. Callisto, 2014. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *Freshwater Science* 33: 860–871.
- França, J. S., & M. Callisto, 2007. Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais. *Neotropical Biology and Conservation* 2: 3–10.
- Frissell, C. A., W. J. Liss, C. E. Warren, & M. D. Hurley, 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199–214.
- Gamito, S., J. Patrício, J. M. Neto, J. C. Marques, & H. Teixeira, 2012. The importance of habitat-type for defining the reference conditions and the ecological quality status based on benthic invertebrates: the Ria Formosa coastal lagoon (Southern Portugal) case study. *Ecological Indicators* 19: 61–72.
- Giulietti, A. M., 1997. Espinhaço Range Region, Eastern Brazil. In: Davis, S. D. & V. H. Heywood, (Eds.). *Centres of Plant Diversity – a Guide and Strategy for their Conservation*. World Conservation Union. 578 p.
- Goldstein, R. M., D. M. Carlisle, M. R. Meador, & T. M. Short, 2007. Can basin land use effects on physical characteristics of streams be determined at broad geographic scales? *Environmental Monitoring and Assessment* 130: 495–510.
- Gotelli, N. J., and A. M. Ellison. 2004. *A primer of ecological statistics*. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. 492 p.

- Harrell, F. E. 2001. Regression modeling strategies, with applications to linear models, logistic regression, and survival analysis. Springer Verlag, New York. 572 p.
- Hawkins, C. P., J. R. Olson, & R. A. Hill, 2010. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 312–343.
- Heino, J., 2013. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 88: 166–178.
- Herrick, J. E., 2000. Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Applied Soil Ecology* 15: 75–83.
- Hughes, R. M., D. P. Larsen, & J. M. Omernik, 1986. Regional Reference Sites: a method for assessing stream potentials. *Environmental Management* 10: 629–635.
- Illies, J. & L. Botosaneanu, 1963. Problème et méthodes de la classification et de la zonations écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistiques. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 12: 1-57.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Disponível em: <<http://saladeimprensa.ibge.gov.br/noticias?view=noticia&id=1&busca=1&idnoticia=2704>> Acesso em 27 de Novembro de 2014.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. 247p. Disponível <ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_vegetacao_brasileira.pdf> Acesso em 16 de Novembro de 2014.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2007. Manual técnico de pedologia. Rio de Janeiro. 316p. Disponível em <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv37318.pdf>>. Acesso em 16 de Novembro de 2014.
- Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM), 2012. Informações e análises da economia mineral Brasileira. Rio de Janeiro, 68p. Disponível em: <<http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00002806.pdf>> Acesso em 25 de Outubro de 2014.
- Instituto Estadual de Florestas (IEF). Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/noticias/1/633-conselho-consultivo-da-apa-da>>

cachoeira-das-andorinhas-e-da-floresta-estadual-de-uaimii-toma-posse> Acesso em 17 de Abril de 2013.

- Jacobi, C. M., & F. F. Carmo, 2008. The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. *Ambio* 37: 324–326.
- Jacobi, C. M., F. F. do Carmo, R. C. Vincent, & J. R. Stehmann, 2007. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation* 16: 2185–2200.
- Jones, J. a., F. J. Swanson, B. C. Wemple, & K. U. Snyder, 2000. Effects of roads on hydrology, geomorphology and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology* 14: 76–85.
- Kaufmann, P. R., Levine, P., Robison, E. G., Seeliger, C., & Peck, D. V., 1999. Quantifying physical habitat in wadeable streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Karr, J. R., & D. R. Dudley, 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5(1): 55–68.
- Kefford, B. J., 1998. The relationship between electrical conductivity and selected macroinvertebrate communities in four river systems of south-west Victoria, Australia. *International Journal of Salt Lake Research* 7: 153–170.
- Kosnicki, E., S. A. Sefick, M. H. Paller, M. S. Jarrell, B. a Prusha, S. C. Sterrett, T. D. Tuberville, & J. W. Feminella, 2014. Defining the reference condition for wadeable streams in the Sand Hills subdivision of the Southeastern Plains ecoregion, USA. *Environmental Management* 54: 494–504.
- Larsen, S., G. Pace, & S. J. Ormerod, 2011. Experimental effects of sediment deposition on the structure and function of macroinvertebrate assemblages in temperate streams. *River Research and Applications* 27: 257–267.
- Ligeiro, R., W. Ferreira, D. Castro, K. R. Firmiano, D.R. Oliveira & M. Callisto, 2014. Macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira: múltiplas abordagens de estudos ecológicos em bacias hidrográficas. In: Callisto, M., C. B. M. Alves, J. M. Lopes, & M. A. Castro (Org.). *Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais. v.1, p. 127-160 (série Peixe Vivo, 2)
- Ligeiro, R., R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, D. R. Macedo, K. R. Firmiano, W. R. Ferreira, D. Oliveira, A. S. Melo, & M. Callisto, 2013. Defining quantitative stream

disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators* 25: 45–57.

Little, T. D., U. Lindenberger, & J. R. Nesselroade, 1999. On selecting indicators for multivariate measurement and modeling with latent variables: when “good” indicators are bad and “bad” indicators are good. *Psychological Methods* 4: 192–211.

Lobato, L. M., O. F. Baltazar, L. B. Reis, A. B. Achtschin, F. J. Baars, M. A. Timbó, G. V. Berni, B. R. V. de Mendonça & D. V. Ferreira. Projeto Geologia do Quadrilátero Ferrífero – Integração e Correção Cartográfica em SIG. Belo Horizonte: Companhia de Desenvolvimento Econômico de Minas Gerais, 2005. Folha Ouro Preto. Escala 1:50.000.

Mac Nally, R., 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between – and reconciliation of – “predictive” and “explanatory” models. *Biodiversity and Conservation* 9: 655–671.

Macedo, D. R., R. M. Hughes, R. Ligeiro, W. R. Ferreira, M. a Castro, N. T. Junqueira, D. R. Oliveira, K. R. Firmiano, P. R. Kaufmann, P. S. Pompeu, & M. Callisto, 2014. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in Cerrado biome streams. *Landscape Ecology* 29: 1001–1016.

Marzin, A., P. F. M. Verdonshot, & D. Pont, 2013. The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia* 704: 375–388.

Merritt, R. W. & Cummins, K. W., 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (3rd ed.). Kendall/Hunt, Dubuque, 862p.

Miserendino, M. L., 2001. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams : environmental relationships. *Hydrobiologia* 444: 147–158.

Monteiro, J. C., & L. de A. P. Bacellar, 2014. Influência dos Fatores Geológicos, Geomorfológicos e Antrópicos da Produção de Fluxo de Base em Pequenas Bacias Hidrográficas nas APA Cachoeira das Andorinhas, Ouro Preto (MG). *Revista Brasileira de Geomorfologia* 15: 173–189.

Moya, N., S. Tomanova, & T. Oberdorff, 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* 589: 107–116.

- Mugnai, R.; Nessimian, J. L. & Baptista, D. F., 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Technical Books, 176p.
- Negreiros, D., G. W. Fernandes, F. A. O. Silveira, & C. Chalub, 2009. Seedling growth and biomass allocation of endemic and threatened shrubs of rupestrian fields. *Acta Oecologica* 35: 301–310.
- Norris, R. H., & M. C. Thoms, 1999. What is river health? *Freshwater Biology* 41: 197–209.
- O'Neill, R. V., A. R. Johnson, & A. W. King, 1989. A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landscape Ecology* 3: 193–205.
- Omernik, J. M., 1987. Map supplement ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers* 77: 118–125.
- Omernik, J. M., & R. G. Bailey, 1997. Distinguishing between watersheds and ecoregions. *Journal of the American Water Resources Association* 33: 935–949.
- Pardo, I., C. Gómez-Rodríguez, J. G. Wasson, R. Owen, W. van de Bund, M. Kelly, C. Bennett, S. Birk, A. Buffagni, S. Erba, N. Mengin, J. Murray-Bligh, & G. Ofenböeck, 2012. The European reference condition concept: a scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. *Science of the Total Environment* 420: 33–42.
- Parsons, M., M. C. Thoms, & R. H. Norris, 2004. Development of a standardised approach to river habitat assessment in Australia. *Environmental Monitoring and Assessment* 98: 109–130.
- Paz, A., P. Moreno, L. Rocha, & M. Callisto, 2008. Efetividade de Áreas Protegidas (APs) na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no rio das Velhas (MG). *Neotropical Biology and Conservation* 3: 149–158.
- Peck, D. V., A. T. Herlihy, B. H. Hill, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, D. J. Klemm, J. M. Lazorchak, F. H. McCormick, S. A. Peterson, P. L. Ringold, T. Magee, & M. R. Cappaert, 2006. *Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Water Western Pilot Study: Field Operations Manual for Weadlable Streams*. Washington, D.C. 332p.
- Pérez, G.R., 1988. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia, Colombia, Bogotá*. Editorial Presencia Ltda. 217p.

- Poff, N. L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 391–409.
- Prance, C. T., 1994. A comparison of the efficacy of higher taxa and species number in the assessment of biodiversity in the neotropics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 345: 89–99.
- Rezende, R. A., J. F. do P. Filho, & F. G. Sobreira, 2011. Análise temporal da flora nativa no entorno de unidades de conservação – APA Cachoeira das Andorinhas e FLOE Uaimii, Ouro Preto, MG. *Revista Árvore* 35: 435–443.
- Ribeiro, K. T., & L. Freitas, 2010. Potential impacts of changes to Brazilian forest code in campos rupestres and campos de altitude. *Biota Neotropica* 10: 239–246.
- Sánchez-Montoya, M. D. M., M. I. Arce, M. R. Vidal-Abarca, M. L. Suárez, N. Prat, & R. Gómez, 2012. Establishing physico-chemical reference conditions in Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive. *Water Research* 46: 2257–2269.
- Sánchez-Montoya, M. M., M. R. Vidal-Abarca, T. Puntí, J. M. Poquet, N. Prat, M. Rieradevall, J. Alba-Tercedor, C. Zamora-Muñoz, M. Toro, S. Robles, M. Álvarez, & M. L. Suárez, 2008. Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams. *Hydrobiologia* 619: 39–54.
- Scolforo, J. R., & L. M. T. Carvalho, Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2006.
- Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais (SEMAD/MG). Plano de manejo da Floresta Estadual do Uaimii. Encarte 1. Viçosa, novembro/2011.
- Shimano, Y., L. Juen, F. F. Salles, D. S. Nogueira, & H. S. R. Cabette, 2013. Environmental and spatial processes determining Ephemeroptera (Insecta) structures in tropical streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 49: 31–41.
- Shimano, Y., F. F. Salles, L. R. R. Faria, H. S. R. Cabette, & D. S. Nogueira, 2012. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, 102(2):187-196.

- Snelder, T. H., & B. J. F. Biggs, 2002. Multiscale river environment classification for water resources management. *Journal of the American Water Resources Association* 38: 1225–1239.
- Stoddard, J. L., D. P. Larsen, C. P. Hawkins, R. K. Johnson, & R. H. Norris, 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* 16: 1267–1276.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transaction of American Geophysical Union*. 38(6): 913-920.
- Suriano, M. T., A. A. Fonseca-Gessner, F. O. Roque, & C. G. Froehlich, 2011. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 175: 87–101.
- Vaughan, P., & S. J. Ormerod, 2005. Increasing the value of principal components analysis for simplifying ecological data: a case study with rivers and river bird. *Journal of Applied Ecology* 42: 487–497.
- Villamarín, C., M. Rieradevall, M. J. Paul, M. T. Barbour, & N. Prat, 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators* 29: 79–92.
- Whittier, T. R., J. L. Stoddard, D. P. Larsen, & A. T. Herlihy, 2007. Selecting reference sites for stream biological assessments: best professional judgment or objective criteria. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 349–360.
- Wasson, J.-G., 1989. Éléments pour une typologie fonctionnelle des eaux courants: 1. Revue critique de quelques approches existantes. *Bulletin of Ecology* 20: 109–127.

Anexos

Anexo 1: Localização geográfica dos sítios amostrais e características de escala regional levantadas durante a etapa de seleção de sítios de referência.

Sítio	Coordenadas	Fitofisionomia	Cota altimétrica (m)	Área da bacia (ha)	Ordem de Strahler
SB01	43° 34' 08" S 20° 14' 17" E	campo	1100	34,8	1
SB02	43° 35' 21" S 20° 14' 17" E	campo	1130	10,1	1
SB03	43° 34' 38" S 20° 14' 07" E	campo	1250	25,2	1
SB04	43° 32' 48" S 20° 15' 01" E	floresta	1260	19,5	1
SB06	43° 36' 05" S 20° 13' 50" E	campo	1000	50,1	1
SB08	43° 31' 21" S 20° 18' 53" E	floresta	1040	10,6	1
SB09	43° 35' 08" S 20° 14' 02" E	campo	1030	76,3	1
SB14	43° 35' 49" S 20° 12' 39" E	campo	1070	4,6	1
SB15	43° 35' 34" S 20° 12' 58" E	campo	1160	11,3	1
SB16	43° 35' 31" S 20° 14' 10" E	campo	1030	25,4	1
SB17	43° 32' 36" S 20° 19' 04" E	floresta	1040	25,1	1
SB18	43° 33' 30" S 20° 18' 53" E	floresta	1140	239,4	2
SB20	43° 34' 38" S 20° 17' 39" E	floresta	1110	99,8	1
SB21	43° 30' 39" S 20° 21' 30" E	floresta	1160	66,6	2
SB22	43° 30' 41" S 20° 21' 30" E	floresta	1060	39,2	1
SB23	43° 35' 17" S 20° 14' 24" E	campo	1040	8,4	1
SB24	43° 31' 16" S 20° 19' 04" E	floresta	1030	219,0	1
SB25	43° 33' 00" S 20° 16' 44" E	floresta	1020	15,1	1
SB26	43° 33' 35" S 20° 17' 41" E	floresta	1070	368,5	3
SB27	43° 33' 59" S 20° 17' 47" E	floresta	1100	22,8	1
SB28	43° 32' 58" S 20° 16' 36" E	floresta	1260	19,8	1
SB29	43° 34' 53" S 20° 15' 40" E	floresta	1240	371,9	3
SB30	43° 34' 47" S 20° 17' 39" E	floresta	1180	36,7	1
SB31	43° 34' 34" S 20° 13' 58" E	campo	1380	24,7	1
SB32	43° 33' 34" S 20° 16' 37" E	floresta	1180	13,9	1
SB33	43° 34' 35" S 20° 15' 15" E	floresta	1200	39,5	2
SB34	43° 33' 45" S 20° 16' 38" E	floresta	1200	11,2	1
SB35	43° 33' 17" S 20° 17' 49" E	floresta	1040	47,7	1
SB36	43° 35' 09" S 20° 18' 57" E	floresta	1080	17,5	1
SB37	43° 32' 18" S 20° 18' 00" E	floresta	1120	466,5	3
SB38	43° 33' 33" S 20° 17' 46" E	floresta	1320	679,5	4

Anexo 2: Tradução e adaptação dos critérios definidos por Sánchez-Montoya et al. (2008) para selecionar riachos em condições de referência.

Elementos	Critérios
Zona de vegetação ripária	1. Cobertura e composição típicas à localização geográfica do riacho 2. Conectividade lateral entre riacho e corredor da zona riparia devem estar mantidos (ausência de áreas de cultivo significantes em zona ripária)
Espécies exóticas	3. Nenhum dano significativo causado por plantas ou animais exóticos sobre as espécies autóctones
Fontes poluidoras diretas	4. Nenhum despejo de efluentes urbanos 5. Nenhum despejo de efluentes industriais 6. Ausência de canais de drenagem advindos de áreas agrícolas
Fonte difusa de poluição e uso do solo	7. Agricultura não irrigada < 20 % da área de drenagem do riacho. Ausência de conexão com a zona ripária. 8. Agricultura de irrigação intensiva < 3 % da área de drenagem. Ausência de conexão com a zona ripária 9. Áreas urbanas < 0,7 % da área de drenagem do riacho 10. Vegetação queimadas < 7 % da área de drenagem do riachos. Apenas áreas queimadas há pelo menos sete anos e sem conexão com a zona ripária 11. Sem evidências de uso do tipo pecuária intensiva 12. Cobertura natural > 80 % da área da drenagem do riacho
Morfologia do riacho e condições do habitat	13. Diversidade de materiais do substrato característicos do tipo de riacho 14. Ausência de canalização (fundo e laterais do riacho sem alterações) 15. Ausência de barramentos 16. Ausência de extração de areia e cascalho do riacho
Condições hidrológicas e de regulação	17. Ausência de captação de água para irrigação e outros fins 18. Ausência de alteração da hidrografia e regime de descarga naturais (p. ex.: reservatórios, hidroelétricas...) 19. Ausência de águas advindas de transposição 20. Proximidade do nível natural do aquífero (ausência de efeitos causados pela super-exploração de água)

Anexo 3: Protocolo simplificado (página 1). Formulário para identificação do sítio amostral, enumeração de etiquetas de bentos e cálculo de direção (sinuosidade), declividade e descarga do riacho. Utiliza-se uma cópia por sítio amostral.

Identificação do ponto: _____				Data: ___/___/___								
Coordenadas	Seção:	Zona:	Coord. Leste (X)	Coord. Norte (Y)								
UTM:												
Geográficas												
Equipe:												
PROTOCOLO DE COLETA DE BENTOS												
Transecto:	A	B	C	D	E	F						
Nº da etiqueta												
Caracterização do substrato	Tipo	% folha	Tipo	% folha	Tipo	% folha	Tipo	% folha	Tipo	% folha	Tipo	% folha
Tipo de fluxo												

CÓDIGO DAS CLASSES DO TAMANHO DO SUBSTRATO		
RL = Rocha lisa	CG = Cascalho grosso	MO = Matéria orgânica particulada
RR = Rocha rugosa	CF = Cascalho fino	MA = Macrófitas
CO = Concreto/asfalto	AR = Areia	MU = Musgo
ML = Matação largo	ST = Silte/Argila/Lama	AL= Algas
MT = Matação	AC = Argila consolidada	RZ = Raízes finas de mata ciliar
SX = Seixo	BF = Banco de folha	MD = Madeira

CÓDIGO % FOLHIÇO		CÓDIGO DE FLUXO	
0	Ausente (0%)	Piscina	PI
1	Esparso (<10%)	Suave	SU
2	Médio (10 - 40%)	Corredeira	CO
3	Denso (40 - 75%)	Rápido	RA
4	Muito denso (>75%)	Cascata	CA

PROTOCOLO - DECLIVIDADE & DIREÇÃO					
Seção do riacho	Declividade (cm)	Direção (0° - 359°)	Proporção (%)	Suplementar (0° - 359°)	Prop. (%)
E -> F					
D -> E					
C -> D					
B -> C					
A -> B					
Observações:					

PROTOCOLO - VAZÃO DO RIACHO			
Método - Objeto flutuante neutro			
Comprimento do trecho percorrido (m):			
Medidas da seção transversal:			
	Montant.	Interm.	Jusante
Largura (m)			
Profundidade 1 (cm)			
Prof. 2			
Prof. 3			
Prof. 4			
Prof. 5			
	Tempo 1	Tempo 2	Tempo 3
Tempo de flutuação:			

Anexo 3: Continuação - Protocolo simplificado (página 2). Formulário para cálculo de morfologia do canal, tipo de substrato, percentual de imersão e cobertura de dossel por transecto. Utiliza-se uma cópia em cada transecto (de A a F).

ID Ponto: _____ Transecto: A B C D E F					Data: ____/____/____			
Protocolo de habitat físico - Seção transversal do canal / zona ripária								
INFORMAÇÃO DO SUBSTRATO NA SEÇÃO					MEDIDAS DA MARGEM			
	Prof. (cm)	Substrat	Imersão	OBS.	Largura molhada (m)			Ângulo da margem (0-360)
Esquerda					Largura do leito sazonal (m)		Esquerda	
Centro Esquerda*					Altura do leito sazonal (m)		Direita	
Centro					CÓDIGO DE CLASSES - TAMANHO DO SUBSTRATO			Imersão
Centro Direita*								
Direita					RL = Rocha lisa (mais larga que um carro)			0%
					RR = Rocha rugosa (mais larga que um carro)			0%
					CO = Concreto/asfalto			0%
					ML = Matacão largo			
					MT = Matacão			
					SX = Seixo (bola de tênis até bola de basquete)			
					CG = Cascalho grosso (jaboticaba a bola de tênis)			
					CF = Cascalho fino (joaninha até jaboticaba)			
					AR = Areia			100%
					ST = Silte/Argila/Lama			100%
					AC = Argila consolidada			
					BF = Banco de folhas (e galhos pequenos)			
					MO = Matéria orgânica particulada			
					MA = Macrófitas			
					MU = Musgo			
					AL = Algas			
					RZ = Raízes finas da mata ciliar			
					MD = Madeira (qualquer tamanho)			
					OT = Outros			
MEDIDAS DE COBERTURA DE DOSEL								
Densiómetro (0 - 17 Max)								
Centro a montante			Centro a esquerda					
Centro a jusante			Centro a direita					
Esquerda*			Direita*					

*Para riachos com largura média acima de 3,5m

Observações:

Anexo 3: Continuação - Protocolo simplificado (página 3). Formulário para cálculo de tipo de substrato, morfologia do canal, estrutura da zona ripária e refúgio para bentos entre dois transectos (seção). Utiliza-se uma cópia por seção (A-B; B-C; C-D; D-E; E-F).

ID Ponto: _____		Seção: A-B B-C C-D D-E E-F					Data: ____/____/____																												
Protocolo de habitat físico - Seção transversal do canal / zona ripária																																			
PERFIL LONGITUDINAL																																			
Transecto	Profundidade do talveg (cm)	Sedimentos finos < cascalho		Código da unidade do canal	Substrato 2*	Esquerda	Centro	Direita	Largura molhada (m)																										
0		S	N		OBS.:																														
1		S	N																																
2*		S	N																																
3		S	N																																
4		S	N																																
ESTIMATIVAS VISUAIS DA ZONA RIPÁRIA		0 = ausente (0%) 1 = esparso (<10%) 2 = médio (10-40%) 3 = denso (40-75%) 4 = muito denso (>75%)			CÓDIGO DE TIPO DE FLUXO		RI = Corredeira RA = Rápido CA = Cascata PI = piscina FA = Queda GL = fluxo suave DR = Canal seco																												
Cobertura veget. da zona ripária	Margem esquerda		Margem direita		REFÚGIO PARA BENTOS (para a seção inteira)																														
Dossel (>5 m altura)					Algas filamentosas		0 1 2 3 4																												
Árvores GRANDES (DAP>0,3m)	0 1 2 3 4		0 1 2 3 4		Plantas aquáticas		0 1 2 3 4																												
Árvores PEQUENAS (DAP<0,3m)	0 1 2 3 4		0 1 2 3 4		Pedacos de madeira		0 1 2 3 4																												
Sub-bosque (0,5 até 5 m de altura)					Árvores vivas/raízes		0 1 2 3 4																												
Arbustos lenhosos e mudas	0 1 2 3 4		0 1 2 3 4		Banco de folhas		0 1 2 3 4																												
Ervas sem tronco lenhoso e gramíneas	0 1 2 3 4		0 1 2 3 4		Margem escavada		0 1 2 3 4																												
Vegetação rasteira (<0,5 m altura)					Seixo		0 1 2 3 4																												
Arbustos lenhosos e mudas	0 1 2 3 4		0 1 2 3 4		Estruturas artificiais		0 1 2 3 4																												
Ervas sem tronco lenhoso e gramínea	0 1 2 3 4		0 1 2 3 4		<table border="1"> <tr> <th colspan="2">CÓDIGOS DAS CLASSES DO TAMANHO DO SUBSTRATO</th> </tr> <tr> <td>RL = Rocha lisa</td> <td>MO = Matéria orgânica particulada</td> </tr> <tr> <td>RR = Rocha rugosa</td> <td>CG = Cascalho grosso</td> </tr> <tr> <td>CO = Concreto/asfalto</td> <td>CF = Cascalho fino</td> </tr> <tr> <td>ML = Matacão largo</td> <td>MA = Macrófitas</td> </tr> <tr> <td>MT = Matacão</td> <td>AR = Areia</td> </tr> <tr> <td>SX = Seixo</td> <td>ST = Silte/Argila/Lama</td> </tr> <tr> <td></td> <td>AL = Algas</td> </tr> <tr> <td></td> <td>RZ = Raízes finas de mata ciliar</td> </tr> <tr> <td></td> <td>AC = Argila consolidada</td> </tr> <tr> <td></td> <td>BF = Banco de folha</td> </tr> <tr> <td></td> <td>MD = Madeira</td> </tr> <tr> <td colspan="2">OBS.:</td> </tr> </table>					CÓDIGOS DAS CLASSES DO TAMANHO DO SUBSTRATO		RL = Rocha lisa	MO = Matéria orgânica particulada	RR = Rocha rugosa	CG = Cascalho grosso	CO = Concreto/asfalto	CF = Cascalho fino	ML = Matacão largo	MA = Macrófitas	MT = Matacão	AR = Areia	SX = Seixo	ST = Silte/Argila/Lama		AL = Algas		RZ = Raízes finas de mata ciliar		AC = Argila consolidada		BF = Banco de folha		MD = Madeira	OBS.:	
CÓDIGOS DAS CLASSES DO TAMANHO DO SUBSTRATO																																			
RL = Rocha lisa	MO = Matéria orgânica particulada																																		
RR = Rocha rugosa	CG = Cascalho grosso																																		
CO = Concreto/asfalto	CF = Cascalho fino																																		
ML = Matacão largo	MA = Macrófitas																																		
MT = Matacão	AR = Areia																																		
SX = Seixo	ST = Silte/Argila/Lama																																		
	AL = Algas																																		
	RZ = Raízes finas de mata ciliar																																		
	AC = Argila consolidada																																		
	BF = Banco de folha																																		
	MD = Madeira																																		
OBS.:																																			
Solo sem cobertura ou serrapilheira	0 1 2 3 4		0 1 2 3 4																																
INFLUÊNCIA HUMANA	0 = ausente P = dist >10 m C = dist <10 m B = margem																																		
	Margem esquerda		Margem direita																																
Muro / dique / canalização / barramento	0	P	C	B	0	P	C	B																											
Construções	0	P	C	B	0	P	C	B																											
Estrada calçada ou cascalhada	0	P	C	B	0	P	C	B																											
Rodovia/ferrovia	0	P	C	B	0	P	C	B																											
Canos (captação/descarga)	0	P	C	B	0	P	C	B																											
Plantações	0	P	C	B	0	P	C	B																											
Pastagens/campo de feno	0	P	C	B	0	P	C	B																											
Silvicultura/desmatamento	0	P	C	B	0	P	C	B																											
Lixo	0	P	C	B	0	P	C	B																											

Anexo 4: Planilha geral de métricas de habitats físicos calculadas em 31 riachos em condições de referência no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

	Códigos das variáveis (Kaufmann et al., 1999)	Campos rupestres		Florestas	
		Média	(SD)	Média	(SD)
Profundidade média da seção (cm)	<i>xdepth_s</i>	13,58	5,74	9,22	4,94
Profundidade média do talweg (cm)	<i>xdepth</i>	19,19	8,64	12,93	5,40
Largura molhada média (m)	<i>xwidth</i>	1,01	0,29	1,13	0,58
Largura média do leito sazonal (m)	<i>xbkf_w</i>	3,04	1,02	3,14	1,09
Altura média do leito sazonal (m)	<i>xbkf_h</i>	0,94	0,20	0,78	0,34
Área molhada (largura x profundidade) m ²	<i>xwxd</i>	0,18	0,15	0,13	0,14
Razão entre a largura e a profundidade	<i>xwd_rat</i>	0,20	0,18	0,09	0,17
Ângulo médio das margens (graus)	<i>xbka</i>	54,62	7,86	58,51	13,16
Imersão média (canal + margens) %	<i>xembed</i>	45,56	27,74	66,01	17,45
Imersão média (canal) %	<i>xcembed</i>	42,83	27,08	59,72	24,25
% Rocha Lisa	<i>pct_rs</i>	27,18	27,00	1,08	3,72
% Rocha rugosa	<i>pct_rr</i>	4,38	9,34	0,42	1,38
% Rocha (Lisa+ Rugosa)	<i>pct_bdrk</i>	31,55	29,96	1,50	3,85
% Matação grande	<i>pct_xb</i>	1,39	4,39	0,62	1,65
% Matação	<i>pct_sb</i>	0,90	2,01	4,46	5,87
% Bloco	<i>pct_cb</i>	5,95	9,38	12,69	14,80
% Cascalho grosso	<i>pct_gc</i>	4,78	8,49	8,77	9,45
% Substrato > 16mm diametro	<i>pct_bigr</i>	44,57	32,85	28,04	21,55
% Cascalho fino	<i>pct_gf</i>	20,90	20,15	9,52	8,96
% Areia	<i>pct_sa</i>	10,53	16,01	10,04	9,58
% Finos	<i>pct_fn</i>	15,98	17,61	34,77	31,66
% Substrato < 16 mm diametro	<i>pct_sfgf_s</i>	47,41	32,40	54,33	22,75
% Material orgânico	<i>pct_org</i>	7,74	12,79	16,30	11,46
% Madeira	<i>pct_wd</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
% Argila consolidada	<i>pct_hp</i>	0,28	0,88	1,32	3,43
% Raizes finas	<i>pct_rt</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
% Banco de folhas	<i>pct_bf</i>	7,74	12,79	16,30	11,46
% Algas	<i>pct_al</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
Presença de sedimento fino no talweg (%)	<i>pctrsed</i>	39,20	30,33	46,24	38,01
Tamanho médio do substrato (cm)	<i>dgm_x</i>	20,05	17,06	2,67	3,96
% Quedas d'agua	<i>pct_fa</i>	0,00	0,00	0,57	1,91
% Cascatas	<i>pct_ca</i>	9,07	11,96	2,13	4,33
% Rápidos	<i>pct_ra</i>	3,47	8,32	12,53	14,74
% Corredeiras	<i>pct_ri</i>	27,93	18,75	31,46	19,97
% Fluxo suave	<i>pct_gl</i>	28,63	14,31	43,18	23,99
% Canal seco	<i>pct_dr</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
% Quedas+ cascatas +rápidos + corredeiras	<i>pct_fast</i>	40,47	27,03	46,68	30,16
% Suave + piscina	<i>pct_slow</i>	59,53	27,03	53,32	30,16
% Piscina	<i>pct_pool</i>	30,90	27,88	10,13	19,57
Sequência de fluxo rápido, suave e piscinas	<i>seq_flo_1</i>	0,36	0,14	0,29	0,18
Sequência de fluxo rápido e lento	<i>seq_flo_2</i>	0,29	0,08	0,21	0,15
Declividade media do trecho (%)	<i>xslope</i>	10,17	8,84	5,93	7,74
Sinuosidade do trecho	<i>sinu</i>	1,29	0,49	1,09	0,12
Média de dossel (M.D.) (%)	<i>xcdenmid</i>	40,86	8,38	44,61	3,06
M.D. de árvores grandes	<i>xcl</i>	1,98	2,59	3,41	4,35
M.D. árvores pequenas	<i>xcs</i>	10,42	8,62	18,01	8,74
M.D. sub-bosque lenhoso	<i>xmw</i>	11,19	5,95	21,27	8,64
M.D. sub-bosque herbáceo	<i>xmh</i>	15,53	10,38	7,60	5,72
M.D. cobertura rasteira com lenho	<i>xgw</i>	6,61	5,14	19,94	10,16
M.D. cobertura rastei herbácea	<i>xgh</i>	18,52	13,19	15,43	9,64
M.D. de solo exposto	<i>xgb</i>	1,00	1,71	0,86	1,68

Anexo 4: Planilha geral (continuação) de métricas de habitats físicos calculadas em 31 riachos em condições de referência no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

	Códigos das variáveis (Kaufmann et al., 1999)	Campos rupestres		Florestas	
		Média	(SD)	Média	(SD)
Média de cobertura de dossel	<i>xc</i>	12,40	10,10	21,43	10,81
Média de cobertura intermediária	<i>xm</i>	26,73	11,97	28,86	12,71
Média de cobertura rasteira	<i>xg</i>	25,14	17,21	35,36	18,61
Média de dossel + intermediário	<i>xcm</i>	39,13	16,32	50,29	18,60
Média de dossel+ intermediário lenhoso	<i>xcmw</i>	23,59	11,57	42,69	16,26
Média de cobertura total	<i>xcmg</i>	64,26	26,57	85,65	30,89
Média de cobertura lenhosa	<i>xcmgw</i>	30,20	11,73	62,63	20,69
Presença de dossel por transecto	<i>xpcan</i>	0,75	0,33	1,00	0,02
Presença de sub-bosque por transecto	<i>xpmid</i>	1,00	0,00	0,95	0,22
Presença de vegetação rasteira por transecto	<i>xpgveg</i>	0,99	0,03	1,00	0,02
Presença de dossel e sub-bosque por transecto	<i>xpcm</i>	1,00	0,00	1,00	0,00
Presença de vegetação riparia por transecto	<i>xpcmg</i>	1,00	0,00	1,00	0,00
% Abrigo - macrófita aquática	<i>xfc_aqm</i>	0,78	1,71	0,15	0,33
% Abrigo - pedaço de madeira pequeno	<i>xfc_brs</i>	14,84	9,96	11,47	7,68
% Abrigo - árvores vivas	<i>xfc_rot</i>	17,76	13,65	12,03	7,63
% Abrigo - banco de folhas	<i>xfc_leb</i>	21,20	11,15	16,45	8,14
% Abrigo - margem escavada	<i>xfc_uch</i>	4,92	6,97	8,86	10,11
% Abrigo - matacão	<i>xfc_rck</i>	9,74	12,01	13,48	14,27
% Abrigo total	<i>xfc_all</i>	30,59	18,89	33,84	22,49
Índice de proximidade Muro	<i>wlh_bldg</i>	0,10	0,20	0,06	0,15
Índice de proximidade Construção	<i>wlh_wall</i>	0,00	0,00	0,02	0,04
Índice de proximidade Estrada	<i>wlh_pvmt</i>	0,11	0,23	0,14	0,22
Índice de proximidade Rodovia	<i>wlh_road</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
Índice de proximidade Canos	<i>wlh_pipe</i>	0,01	0,04	0,17	0,45
Índice de proximidade Entulho	<i>wlh_ldfl</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
Índice de proximidade Estacionamento	<i>wlh_park</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
Índice de proximidade Cultura	<i>wlh_crop</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
Índice de proximidade Pasto	<i>wlh_pstr</i>	0,01	0,04	0,01	0,05
Índice de proximidade Silvic.	<i>wlh_log</i>	0,00	0,00	0,00	0,02
Índice de proximidade Mineração	<i>wlh_mine</i>	0,08	0,13	0,00	0,00
Índice de proximidade Impacto Total	<i>wl_hall</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
Índice de proximidade Impacto não agrícola	<i>wl_hnoag</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
Índice de proximidade Impacto agrícola	<i>wl_hag</i>	0,00	0,00	0,00	0,00

Anexo 5: Composição, riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira em condições de referência no alto trecho do rio das Velhas (MG, Brasil).

Florestas estacional semidecidual				Campos Rupestres			
Diptera		Scirtidae	44	Diptera		Dryopidae	2
Chironomidae	4724	Hydrophilidae	30	Chironomidae	2186	Gyrinidae	1
Tipulidae	502	Dryopidae	23	Simuliidae	168	Odonata	
Simuliidae	462	Dytiscidae	17	Ceratopogonidae	126	Coenagrionidae	24
Ceratopogonidae	245	Psephenidae	17	Tipulidae	101	Megapodagrionidae	24
Tabanidae	41	Staphylinidae	4	Tabanidae	15	Aeshnidae	14
Empididae	25	Gyrinidae	1	Empididae	11	Libellulidae	14
Dixidae	20	Odonata		Culicidae	4	Calopterigidae	9
Psychodidae	3	Coenagrionidae	120	Dixidae	3	Perilestidae	8
Culicidae	2	Megapodagrionidae	113	Muscidae	1	Corduliidae	3
Muscidae	1	Gomphidae	104	Ephemeroptera		Gomphidae	1
Ephemeroptera		Libellulidae	80	Leptophlebiidae	677	Hemiptera	
Leptohyphidae	1351	Calopterigidae	66	Baetidae	142	Veliidae	31
Leptophlebiidae	815	Aeshnidae	18	Euthyplociidae	37	Notonectidae	16
Baetidae	427	Corduliidae	14	Plecoptera		Naucoridae	7
Caenidae	167	Perilestidae	7	Perlidae	119	Noteridae	4
Euthyplociidae	59	Hemiptera		Gripopterygidae	84	Mesoveliidae	1
Plecoptera		Veliidae	27	Trichoptera		Lepidoptera	
Perlidae	459	Pleidae	20	Helicopsychidae	107	Pyralidae	11
Gripopterygidae	402	Naucoridae	14	Hydropsychidae	93	Megaloptera	
Trichoptera		Helotrephidae	9	Polycentropodidae	88	Corydalidae	6
Calamoceratidae	332	Belostomatidae	7	Calamoceratidae	26	Oligochaeta	55
Hydropsychidae	330	Notonectidae	2	Leptoceridae	17	Planariidae	6
Leptoceridae	285	Lepidoptera		Odontoceridae	16	Protoneuridae	3
Polycentropodidae	242	Pyralidae	17	Philopotamidae	5	Collembola	2
Odontoceridae	148	Megaloptera		Glossosomatidae	2		
Helicopsychidae	80	Corydalidae	56	Hydrobiosidae	1		
Philopotamidae	61	Hyalaelidae	542	Coleoptera			
Glossosomatidae	12	Oligochaeta	507	Elmidae	173		
Hydrobiosidae	5	Bivalvia	369	Lutrochidae	33		
Ecnomidae	1	Planariidae	63	Psephenidae	22		
Coleoptera		Hydracarina	21	Dytiscidae	12		
Elmidae	1069	Collembola	10	Ptylodactylidae	12		
Lutrochidae	98	Hirudinea	2	Hydrophilidae	4		
Ptylodactylidae	73			Scirtidae	3		
Riqueza total: 60		Riqueza média: 29,9 (sd = 5,9)		Riqueza total: 51		Riqueza média: 23,6 (sd = 6,3)	
Número total de indivíduos: 14.765		Número médio de indivíduos: 703,1 (sd = 425,2)		Número total de indivíduos: 4.530		Número médio de indivíduos: 453 (sd = 257,8)	

