

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**ECOLOGICAMENTE IRRELEVANTES? RIACHOS ALTERADOS
CONTRIBUEM SIGNIFICATIVAMENTE PARA A DIVERSIDADE
REGIONAL DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

LYANDRA OLIVEIRA DA PENHA

VILA VELHA
NOVEMBRO / 2019

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**ECOLOGICAMENTE IRRELEVANTES? RIACHOS ALTERADOS
CONTRIBUEM SIGNIFICATIVAMENTE PARA A DIVERSIDADE
REGIONAL DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

Dissertação apresentada à
Universidade Vila Velha, como pré-
requisito do Programa de Pós-
graduação em Ecologia de
Ecossistemas, para a obtenção do
grau de Mestre em Ecologia.

LYANDRA OLIVEIRA DA PENHA

VILA VELHA
NOVEMBRO / 2019

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

P399e Penha, Lyandra Oliveira da.
Ecologicamente irrelevantes? Os riachos alterados
contribuem significativamente para a diversidade regional de
invertebrados aquáticos / Lyandra Oliveira da Penha. - 2019.
45 f. : il.

Orientador: Marcelo da Silva Moretti.
Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas) -
Universidade Vila Velha, 2019.
Inclui bibliografias.

1. Ecologia. 2. Invertebrados - Habitat (Ecologia).
3. Mata Atlântica. I. Moretti, Marcelo da Silva. II. Universidade
Vila Velha. III. Título.

CDD 577

LYANDRA OLIVEIRA DA PENHA

**ECOLOGICAMENTE IRRELEVANTES? RIACHOS ALTERADOS
CONTRIBUEM SIGNIFICATIVAMENTE PARA A DIVERSIDADE
REGIONAL DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS**


Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

Aprovada em 27 de novembro de 2019,

Banca Examinadora:



Prof. Dr. Renan de Souza Rezende (Unochapecó)



Prof. Dr. Pedro Diniz Alves (UVV)



Prof. Dr. Marcelo da Silva Moretti (UVV)

Orientador

À vovó Cecília (*in memoriam*), aos meus pais, Antônio e Cirlei, e àqueles que me apoiaram ao longo dessa jornada até aqui.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela oportunidade concedida de iniciar e concluir o mestrado. Sem dúvidas, foram dois anos de grande aprendizado e aperfeiçoamento pessoal, e sem Deus, nada teria sido tão proveitoso para mim.

Agradeço à CAPES e à FAPES, pela concessão de bolsa de estudos e por todo o suporte fornecido para a realização deste projeto.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Marcelo Moretti por ter aceitado a minha orientação, por toda a paciência, por todo aprendizado ao longo desses anos, sempre compartilhando boas experiências, ideias, conversas, momentos de descontração... E, principalmente, obrigada por ter me incentivado a fazer o mestrado! Você é sensacional, orientador!

Agradeço ao Aice, por ter sido meu coorientador, por ter me ajudado no processo de amadurecimento das ideias dessa dissertação, em cada passo... Agradeço aos puxões de orelha (risos), pela paciência, pelos momentos de descontração, as conversas... Você é demais, professor!

Agradeço à minha família e aos meus amigos por toda a compreensão, por todo apoio e incentivo! Aos meus pais Cirlei e Antônio, por terem acreditado em mim, sempre me incentivando a ir além, a buscar mais conhecimento... É uma conquista nossa, e um grande privilégio para mim!

Agradeço aos meus amigos de laboratório! São seis anos de equipe LEIA, e nesses anos nosso grupo passou por várias mudanças, então aos veteranos Larissa, Marcos e Karol, e aos calouros Miliane, Jamine, Sara, Ana, Letycia, Guilherme e Rhaynná minha sincera gratidão! Não é à toa que vocês se tornaram minha segunda família, minha segunda casa... Obrigada pelos momentos de descontração, de risadas, de 'fogo no parquinho' (risos), pelos abraços, implicâncias... Por tudo! Vocês são demais!

Agradeço às minhas amigas e companheiras de mestrado: Suéli, Miliane, Giovanna, Rayane e Fernanda... Vocês foram essenciais para mim, para a minha formação e o meu aprendizado... Os momentos de café, de descontração, de confidências, de desesperos e medo (risos)... Obrigada por tudo meninas!

A maior lição desse mestrado é que nada é construído sem algum esforço e dedicação. Agradeço, de todo meu coração, a cada um que me ajudou a chegar até aqui... Chegar ao final desses dois anos só me mostrou o quanto sou privilegiada, e o quanto eu preciso aprender mais... A cada dia!

Algumas pessoas não foram citadas aqui, mas foram fundamentais para mim... A maioria delas não entendem o que eu estudo, o que é a pesquisa em si... Alguns não tiveram a oportunidade de se graduar ou, até mesmo, concluir o fundamental, mas desde o início me encorajaram a prosseguir, por também acreditar que esse é um caminho importante a trilhar...

Deixo aqui, a minha GRATIDÃO a todo mundo!

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
RESUMO	ix
ABSTRACT	x
1. Introdução	12
2. Materiais e métodos	14
2.1. <i>Área de estudo</i>	14
2.2. <i>Desenho amostral</i>	15
2.3. <i>Análise de dados</i>	16
3. Resultados	17
4. Discussão.....	19
4.1. <i>Estrutura e composição das comunidades de invertebrados</i> ..	19
4.2. <i>Beta diversidade (LCBD e SCBD)</i>	21
4.3. <i>Particionamento aditivo da diversidade</i>	22
5. Conclusão	23
6. Referências	23
<i>Material Suplementar</i>	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Identificação, altitude (m), localização geográfica, pontuação no Protocolo de Avaliação de Hábitats e a condição ambiental dos riachos estudados nos municípios de Santa Leopoldina e Santa Teresa, região serrana do Centro-norte do estado do Espírito Santo, Brasil.	29
Tabela 2	Resultado das Análises de Variância (ANOVA) dos valores de abundância e riqueza rarefeita de invertebrados aquáticos amostrados entre dez riachos (pontos) de Mata Atlântica (ES), ao longo de dois anos e entre períodos de seca e chuva.	30
Tabela 3	Resultados da análise de espécies indicadoras das comunidades de invertebrados aquáticos amostrados nos hábitats de corredeira e remanso, em riachos alterados e preservados de Mata Atlântica (ES). AC: corredeiras alteradas; AR: remansos alterados; PC: corredeiras preservadas; PR: remansos preservados; <i>P</i> : probabilidade de significância do teste estatístico.	31
Tabela 4	Resultado da análise de contribuições dos táxons para a diversidade beta total (índices SCBD), com os táxons que apresentaram os maiores índices de contribuição (%SCBD).	32
Tabela S1	Média dos parâmetros físico-químicos mensurados <i>in situ</i> durante os períodos secos e chuvosos, em riachos alterados e preservados de Mata Atlântica, ES.	38
Tabela S2	Tabela com todos os táxons encontrados ao longo do desenvolvimento deste estudo, contendo as classificações taxonômicas, abundância total, abundância relativa (Abund%), os valores indicativos para os táxons (Indval) e o <i>p-value</i> do teste estatístico.	39

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Mapa da área de estudo com a localização dos riachos estudados, nos municípios de Santa Leopoldina e Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil. 34
- Figura 2** Valores de abundância (A) e riqueza rarefeita (B) de invertebrados aquáticos (média \pm erro padrão) amostrados nos habitats de corredeira e remanso, em riachos alterados e preservados de Mata Atlântica (ES). AltC: corredeiras alteradas; AltR: remansos alterados; PresC: corredeiras preservadas; PresR: remansos preservados; Alt: riachos alterados; Pres: riachos preservados. 35
- Figura 3** Resultado do índice de contribuição dos locais para a diversidade beta (LCBD) das comunidades de invertebrados aquáticos amostrados em riachos de Mata Atlântica (ES). Os círculos vermelhos representam os riachos preservados, os círculos amarelos indicam os riachos alterados, e os círculos destacados com a linha preta representam os riachos que contribuíram significativamente para o índice LCBD ($p < 0,05$). 36
- Figura 4** Particionamento da diversidade observada e esperada, dividido em componentes alfa e beta, expresso como porcentagem da diversidade total. α : composição de espécies em todos os rios, β_1 : variação na composição de espécies entre os rios, β_2 : variação na composição das espécies entre riachos alterados e preservados; a) particionamento entre todos os rios; b) particionamento entre habitats de remanso; c) particionamento entre habitats de corredeiras. 37

RESUMO

PENHA, Lyandra Oliveira da, M. Sc., Universidade Vila Velha – ES, novembro de 2019.

Ecologicamente irrelevantes? Os riachos alterados contribuem significativamente para a diversidade regional de invertebrados aquáticos

Orientador: Marcelo da Silva Moretti

Os ecossistemas de água doce estão entre os mais ameaçados mundialmente, sendo afetados por atividades como a canalização, a criação de barragens e a remoção de vegetação ripária. Estas atividades afetam as comunidades aquáticas e os processos ecológicos que ocorrem nestes ecossistemas. A compreensão dos padrões de biodiversidade e como estas comunidades são afetadas em diferentes escalas espaciais é essencial para subsidiar estratégias para a conservação ou recuperação de ambientes alterados. Os objetivos deste trabalho foram: I) avaliar como a abundância e a riqueza de invertebrados aquáticos associados a acúmulos de folhas variam entre os habitats e os riachos estudados; II) verificar e quantificar a contribuição dos riachos alterados para a diversidade regional. Foi hipotetizado que, apesar de possuírem condições ambientais que podem ser consideradas limitantes à colonização de alguns táxons de invertebrados, os riachos alterados podem apresentar abundância, riqueza e diversidade significativa de invertebrados aquáticos, apresentando singularidade ecológica na composição de suas comunidades. Este estudo foi realizado em 10 riachos de Mata Atlântica (ES), apresentando diferentes níveis de preservação da vegetação ripária, sendo 5 riachos considerados alterados e 5 preservados. Foram realizadas coletas semestrais, alternando períodos secos e chuvosos, onde foram coletados acúmulos de folhas em trechos de remanso e corredeira dos riachos, para a amostragem das comunidades de invertebrados aquáticos associados. Foi utilizada a análise de Diversidade Beta para determinar os índices de Beta Diversidade total, Contribuição dos Locais (LCBD) e Contribuição das Espécies para a Diversidade Beta (SCBD). O Particionamento Aditivo foi utilizado para avaliar a contribuição dos componentes de diversidade para a diversidade regional. Os resultados obtidos mostraram que entre os locais analisados, os córregos alterados Macuco e Du Alegre foram os locais que apresentaram, significativamente, a maior singularidade ecológica em termos de composição das comunidades. Com relação ao particionamento da diversidade das comunidades, em trechos de remanso, os riachos alterados contribuíram em 16,45% para a diversidade regional; em trechos de corredeira, os riachos alterados contribuíram em 15,89%, e de modo geral, os riachos alterados contribuíram em 15,38% para a diversidade gama. Apesar de perderem complexidade estrutural, os riachos alterados não deixaram de contribuir para a diversidade da região estudada, sendo que esta contribuição foi maior nos remansos. Estes resultados são importantes e contrariam o senso comum de que os riachos alterados, por possuírem baixos valores de riqueza taxonômica, não contribuem para a composição taxonômica regional.

Palavras-chave: Particionamento aditivo, Bancos de folhas, Homogeneização de habitat, Espécies indicadoras, Riachos de Mata Atlântica.

ABSTRACT

PENHA, Lyandra Oliveira da, M. Sc., Universidade Vila Velha – ES, novembro de 2019.

Ecologically of low importance? Altered streams have contributed significantly to regional diversity of aquatic invertebrates

Advisor: Marcelo da Silva Moretti

Freshwater ecosystems are among the most endangered in the world and are affected by activities such as canalization, dam creation and the removal of riparian vegetation. These activities affect the aquatic communities and the ecological processes that occur in these ecosystems. Understanding biodiversity patterns and how these communities are affected at different spatial scales is essential to support strategies for conservation or restoration of altered environments. The objectives of this study were: I) to evaluate how the abundance and richness of aquatic invertebrates associated with leaf patches differ among the studied habitats and streams; II) verify and quantify the contribution of altered streams to regional diversity. We hypothesized that, despite having environmental conditions that can be considered limiting to the colonization of some invertebrate taxa, altered streams may present abundance, richness and significant diversity of aquatic invertebrates, presenting ecological uniqueness in the composition of their communities. This study was carried out in 10 Atlantic Forest streams (ES), presenting different conservation levels of the riparian vegetation, divided in 5 altered and 5 preserved streams. Beta Diversity analysis was used to determine Total Diversity, Site Contribution (LCBD) and Species Contribution to Beta Diversity (SCBD) indices. Additive Partitioning was used to evaluate the contribution of diversity components to regional diversity. The results showed that among the analyzed sites, the altered streams Macuco and Du Alegre were the sites that presented, significantly, the greatest ecological uniqueness in terms of community composition. Regarding the partitioning of community diversity in pool reaches, altered streams contributed 16.45% to regional diversity; in riffles, altered streams contributed 15.89%; overall, the altered streams contributed 15.38% to gamma diversity. Despite losing structural complexity, the altered streams did not fail to contribute to the diversity of the studied region, and this contribution was greater in pool reaches. These results are important and contradict the common sense that, because they have low values of taxonomic richness, altered streams do not contribute to the regional composition of taxa.

Key words: Additive partitioning, Leaf patches, Habitat homogenization, Indicator species, Atlantic Forest streams.

1 **Ecologicamente irrelevantes? Riachos alterados**
2 **contribuem significativamente para a diversidade**
3 **regional de invertebrados aquáticos**

4
5 Penha, L.O.^{1*}, Kiffer, W. P. Jr¹, Moretti, M. S.¹

6
7 ¹Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos (LEIA), Universidade Vila Velha - UVV.
8 Rua Mercúrio, s/n 29.102-623 – Vila Velha/ Espírito Santo, Brasil.

9 ²Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, Universidade Vila Velha -
10 UVV.

11 *Autor correspondente: lyandra.oliveirape@gmail.com

12
13
14 Manuscrito formatado nas normas do periódico *Ecological Indicators*

15

16 **1. Introdução**

17 Os ecossistemas de água doce estão entre os mais ameaçados mundialmente. Entre
18 os distúrbios antrópicos que mais afetam estes ambientes, destacam-se a canalização, a
19 criação de barragens, a remoção de vegetação ripária, a substituição de florestas nativas
20 por áreas de pastagens ao longo de bacias e o estabelecimento de espécies invasoras (Dos
21 Santos et al., 2011). Todos estes distúrbios afetam as comunidades aquáticas e os
22 processos ecológicos que ocorrem nestes ecossistemas (Casotti et al., 2015). A remoção
23 da vegetação ripária é um importante fator para a homogeneização de habitats nos riachos,
24 uma vez que essa alteração resulta em uma maior entrada de sedimentos inorgânicos, bem
25 como ocasiona uma diminuição na disponibilidade, qualidade e quantidade do aporte de
26 matéria orgânica (Zeni and Casatti, 2014; Casotti et al., 2015), além de afetar o processo
27 de decomposição da matéria orgânica alóctone, e ter consequências negativas sobre as
28 taxas de crescimento, abundância e estrutura trófica da comunidade de invertebrados
29 (Hepp et al., 2016).

30 A distribuição dos organismos aquáticos pode ser amplamente influenciada pela
31 disponibilidade de recursos e pelos fatores ambientais (Suga and Tanaka, 2013). Os
32 acúmulos de folhas também podem ocorrer sob diferentes condições ambientais, em
33 mesohabitats que variam em profundidade, correnteza e teor de oxigênio dissolvido,
34 influenciando a composição estrutural e funcional das comunidades de invertebrados
35 aquáticos associados a este tipo de substrato (Mendes et al., 2017). Os invertebrados
36 aquáticos, por sua vez, possuem adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais
37 que os permitem colonizar substratos sob condições ambientais específicas,
38 possibilitando-os ser encontrados em diferentes mesohabitats, como em trechos de
39 remansos e corredeiras (Allan and Castillo, 2007). No entanto, um mesmo tipo de
40 substrato encontrado sob diferentes condições ambientais pode apresentar assembleias
41 com diferentes composições taxonômicas (Oliveira and Nessimian, 2010; Mendes et al.,
42 2017).

43 Diversos fatores ambientais podem afetar a diversidade das comunidades aquáticas
44 em riachos sombreados. Desta forma, a compreensão dos padrões de biodiversidade em
45 larga escala espacial tem se tornado essencial para subsidiar estratégias de conservação
46 ou recuperação de ambientes alterados (Ligeiro et al., 2010; Heino et al., 2015; Ferreira
47 et al., 2017). Estudos recentes têm utilizado o particionamento aditivo da diversidade em
48 componentes alfa (α), beta (β) e gama (γ) para entender como as espécies estão
49 distribuídas em diferentes escalas espaciais de uma região (Ligeiro et al., 2010; Heino et

50 al., 2015; Jost et al., 2016). Os conceitos de diversidade α , β e γ foram propostos
51 inicialmente por Whittaker (1960), onde o componente α corresponde à diversidade de
52 espécies em locais individuais, sendo também expresso como o número médio de táxons
53 observados, o componente β corresponde à variação na composição das comunidades
54 entre os locais de interesse, e o componente γ é a diversidade de toda a região de interesse,
55 sendo representado pela soma das diversidades α e β (Legendre et al., 2005; Ferreira et
56 al., 2017). A utilização do particionamento aditivo permite determinar quais escalas
57 espaciais apresentam maior variabilidade biológica, uma vez que, alguns processos
58 ecológicos podem variar de centímetros à quilômetros na escala de observação (Ferreira
59 et al., 2017).

60 Os invertebrados bentônicos são os organismos de maior representatividade na biota
61 aquática. De modo geral, as comunidades de invertebrados são compostas por artrópodes
62 (insetos, ácaros, crustáceos), moluscos (gastrópodes e bivalves), anelídeos (oligoquetas),
63 nematódeos e platelmintos (Hauer and Resh, 1996; Zamora-Martín et al., 2016). Estas
64 comunidades desempenham um importante papel na estrutura trófica dos ecossistemas
65 aquáticos, por se alimentarem de algas e matéria orgânica em decomposição,
66 disponibilizando alimento e energia para níveis tróficos superiores (Oliveira and Callisto,
67 2010; Mermillod-Blondin, 2011). Além disso, por possuírem ciclo de vida
68 suficientemente longo e hábito sedentário (Callisto et al., 2001; Oliveira and Callisto,
69 2010), podem responder de maneiras distintas às condições ambientais adversas,
70 apresentando alterações na composição taxonômica, estrutura das comunidades e
71 características funcionais (Heino et al., 2003; Docile et al. 2016). Desta forma, tornam-se
72 o foco em estudos de biomonitoramento ambiental como importantes bioindicadores, pois
73 a estrutura destas comunidades reflete condições ecológicas como a heterogeneidade do
74 hábitat e a qualidade da água, apresentando sensibilidade à quaisquer alterações
75 ambientais e poluição orgânica (Covich et al., 1999; Oliveira and Callisto, 2010; Fierro
76 et al., 2012).

77 Entender como essas comunidades são afetadas em diferentes escalas espaciais pode
78 ser primordial para melhorar a qualidade destes ambientes, pois quaisquer alterações na
79 complexidade estrutural do hábitat têm efeitos negativos sobre a diversidade das
80 comunidades de macroinvertebrados em riachos (Moreno and Callisto, 2006; Al-Shami
81 et al., 2013). Sendo assim, os riachos alterados normalmente possuem uma composição
82 de espécies diferente em relação aos preservados, apresentando redução na abundância e
83 na quantidade de espécies sensíveis, aumento na abundância e na densidade de

84 organismos tolerantes à poluição, e baixa diversidade de invertebrados, especialmente
85 insetos (Dauer et al., 2000; Megan et al., 2007; Fierro et al., 2017).

86 Os objetivos deste estudo foram (i) avaliar como a abundância e a riqueza de
87 invertebrados aquáticos associados à acúmulos de folhas varia entre os habitats e riachos
88 estudados, e (ii) verificar e quantificar a contribuição dos riachos alterados para a
89 diversidade regional de invertebrados aquáticos. Para isso, foram amostrados bancos de
90 folhas formados sobre o leito de riachos em trechos de remanso e corredeira, por
91 apresentarem variações em condições ambientais. As amostragens foram realizadas em
92 períodos de chuva e seca para avaliar se a sazonalidade influenciaria a colonização dos
93 organismos. Além disso, riachos alterados e preservados foram incluídos no estudo, para
94 determinar quais táxons poderiam ser indicadores dos trechos estudados. Desta forma, foi
95 hipotetizado que, apesar de possuírem condições ambientais que podem ser consideradas
96 limitantes à colonização de alguns invertebrados, os riachos alterados apresentam valores
97 significativos de abundância, riqueza e diversidade de invertebrados aquáticos,
98 representando singularidade ecológica na composição de suas comunidades.

99

100 **2. Materiais e métodos**

101 *2.1. Área de estudo*

102 O presente estudo foi realizado em 10 riachos localizados em fragmentos de Mata
103 Atlântica, que apresentam diferentes níveis de preservação da vegetação ripária, sendo 5
104 preservados (Banana, Santa Clara, Reserva 1, Reserva 2 e Rosângela) e 5 alterados
105 (Recanto da Mata, Macuco, Du Alegre, Vista Linda e Canaã), localizados nos municípios
106 de Santa Leopoldina e Santa Teresa, pertencentes às bacias de drenagem dos rios da Prata
107 e Timbuí, respectivamente (19°54'48.80" a 20°03'17.80" S - 40°31'49.24" a 40°38'24.20"
108 O; Tabela 1; Fig. 1).

109 Os riachos escolhidos tiveram a caracterização de suas condições ambientais
110 definidas de acordo com o Protocolo Simplificado de Avaliação de Habitats, proposto por
111 Callisto et al. (2001) (Tabela 1), e por meio da mensuração de parâmetros físicos e
112 químicos da água *in situ* (*Material Suplementar*). Os riachos considerados alterados estão
113 situados próximos às áreas de agricultura, onde houve remoção de vegetação nativa para
114 estabelecimento de cultivos exóticos, em áreas de remoção da vegetação ripária,
115 favorecendo a erosão das margens dos riachos, a deposição de sedimentos no leito dos
116 córregos e a homogeneização dos habitats disponíveis. Os riachos considerados
117 preservados possuem 70 a 90% da vegetação nativa preservada, fundo heterogêneo com

118 elevada diversidade de habitats aquáticos, o que confere a estes locais condições
119 ecológicas quase prístinas.

120 Segundo a classificação de Köppen, adaptada por Alvares et al. (2013), o município
121 de Santa Leopoldina (452 m de altitude) apresenta o clima do tipo *Cfa*, correspondente
122 ao Subtropical Úmido, sem estação seca e com verões quentes. As temperaturas médias
123 variam entre 18 e 23° C. O município de Santa Teresa (606 m) possui o clima do tipo *Cfb*,
124 que corresponde ao Subtropical Úmido, sem estação seca e com verões amenos, e as
125 temperaturas médias variam entre 16 e 23° C. (Alvares et al., 2013). Dados coletados de
126 1981 a 2010 indicam valores médios de precipitação acumulada anual para a região de
127 1386,8 mm, sendo dezembro um dos meses mais chuvosos (226,6 mm/ano) e agosto um
128 dos meses mais secos (42,7 mm/ano) (INMET, 2019).

129

130 2.2. *Desenho amostral*

131 Foram realizadas 4 coletas semestrais, alternando períodos chuvosos (jan/2014 e
132 jan/2015) e secos (set/2014 e set/2015). No mês de dezembro de 2013, foi registrado um
133 acumulado de chuva de 836 mm para todo o estado, e em agosto de 2014 a média de
134 precipitação foi de 120 mm para a região estudada. Nos meses de dezembro de 2014 e
135 agosto 2015, a média da precipitação foi de 196 mm e 60 mm, respectivamente, para a
136 região (INCAPER, 2019).

137 Nos riachos estudados, foram amostrados os acúmulos de folhas de remansos e
138 corredeiras, com auxílio de um coletor do tipo Surber (30 x 30 cm, 250 µm de malha).
139 Em cada riacho foram coletadas 10 amostras por período, sendo 5 amostras em trechos
140 de remanso e 5 em trechos de corredeira. Após coletadas, estas foram individualmente
141 acondicionadas em sacolas plásticas e transportadas para o laboratório. Os parâmetros
142 físicos e químicos da água foram avaliados com o auxílio de um multiparâmetro Horiba
143 U50.

144 No laboratório, as amostras foram lavadas sobre peneiras com malhas de 500 µm, e
145 os invertebrados encontrados foram preservados em álcool 70%. Os espécimes coletados
146 foram triados a olho nu e em um estereomicroscópio (35x, Bel Photonics STM PRO), e
147 identificados ao menor nível taxonômico possível (preferencialmente, gênero),
148 utilizando-se chaves taxonômicas específicas (Pes et al., 2005; Mugnai et al., 2010;
149 Hamada et al., 2014). Posteriormente, estes dados foram tabulados, e a abundância
150 (ind./amostra) e riqueza taxonômica foram calculadas.

151

152 2.3. Análise de dados

153 Foi realizada uma padronização da riqueza de espécies esperada em um mesmo
154 esforço amostral, por meio da análise de Rarefação (função *rarefy*, pacote *vegan*). Para
155 este cálculo, foram utilizadas planilhas com os táxons encontrados e suas respectivas
156 abundâncias por amostra, e definido como o tamanho da subamostra o quartil de 50% da
157 soma das abundâncias de organismos por amostra (Oksanen et al., 2019). Posteriormente,
158 foram testadas a normalidade (função *shapiro.test*, pacote *vegan*) e a homogeneidade de
159 variâncias (função *bartlett.test*, pacote *vegan*) dos dados de abundância e de riqueza
160 rarefeita dos invertebrados.

161 Após assumir a normalidade ($p > 0,05$) e a homogeneidade de variâncias ($p > 0,05$)
162 dos dados, foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA; função *aov*, pacote *vegan*)
163 para comparar os valores de abundância e riqueza rarefeita entre os pontos de amostragem
164 (riacho), os períodos (secos e chuvosos) e o ano de coleta. Para analisar as interações
165 entre os fatores, foi realizado um aninhamento utilizando o seguinte modelo: Resposta =
166 *aov* (abundância ou riqueza rarefeita ~ pontos + ano + período (ano) + pontos * ano +
167 ponto * período (ano)).

168 Os dados de abundância e de riqueza rarefeita também foram categorizados, de
169 acordo com os habitats e as condições ambientais em AltR (remansos alterados), AltC
170 (corredeiras alteradas), PresR (remansos preservados) e PresC (corredeiras preservadas),
171 e essas categorias foram comparadas por ANOVA, seguida do teste Tukey para
172 comparações *pos hoc*. Posteriormente, a abundância e a riqueza rarefeita dos organismos
173 foram novamente categorizadas pelas condições ambientais em Alt (riachos alterados) e
174 Pres (riachos preservados), e foram comparadas por meio de um Teste T (função *t.test*,
175 pacote *stats*).

176 Uma Análise de Espécies Indicadoras (função *indval*, pacote *labdsv*) foi utilizada
177 para calcular o valor indicador dos táxons (fidelidade ou abundância relativa), de forma
178 a determinar se algum táxon foi característico de um riacho ou habitat em específico
179 (Roberts, 2016). Nesta análise foi utilizada uma planilha com os táxons e suas
180 abundâncias por amostra, e outra planilha com os pontos de amostragem e as condições
181 ambientais categorizadas em: A-C (corredeiras alteradas), A-R (remansos alterados), P-
182 C (corredeiras preservadas) e P-R (remansos preservados).

183 A Análise da Diversidade Beta foi fracionada em duas etapas. Primeiramente, foi
184 utilizada uma matriz com a abundância total dos organismos por riacho, selecionado o
185 coeficiente de dissimilaridade de Sørensen e escolhido o argumento verdadeiro que

186 identifica os dados como quantitativos, para gerar uma matriz de Dissimilaridade. Com
187 essa matriz, os resultados foram decompostos em componentes de diferença de riqueza e
188 de substituição das espécies (função *beta.div.comp*, pacote *adespatial*) (Dray et al., 2018).
189 Posteriormente, foram calculadas as estimativas da diversidade beta total, em torno da
190 matriz de abundância, e os vetores SCBD (Contribuição das Espécies para a Diversidade
191 Beta) e LCBD (Contribuição dos Locais para a Diversidade Beta). Nesta análise, os dados
192 de abundância dos táxons foram transformados pelo método de “*hellinger*” e foram
193 utilizadas 999 permutações para os testes de significância dos índices LCBD (função
194 *beta.div*, pacote *adespatial*). Com os dados transformados, foram calculadas a soma total
195 dos quadrados (SS_{Total} , definida como a soma dos quadrados das dissimilaridades dividido
196 por n), a diversidade beta total (BD_{Total} , obtida pela divisão de SS_{Total} por $(n-1)$), e os
197 índices SCBD e LCBD, que representa a singularidade ecológica dos locais, em termos
198 de composição das espécies (Dray et al., 2018). Para a criação do mapa com os índices
199 LCBD, foi utilizada uma planilha com as coordenadas geográficas dos riachos
200 amostrados, após, foram selecionados os pontos com p .LCBD significativos ($p < \text{ou} =$
201 $0,05$) e não-significativos ($p > 0,05$), e plotados no mapa (função *plot*, pacote *ggplot2*).

202 Na análise de particionamento aditivo, os valores médios de diversidade alfa (α), em
203 menores níveis de amostragens hierárquicas, são comparados com a diversidade total do
204 conjunto de dados (γ), e desta maneira a diversidade beta (β) é mensurada (Oksanen et
205 al., 2019). O particionamento de diversidade foi realizado utilizando-se três matrizes de
206 abundância (geral, dos remansos e das corredeiras), e uma matriz contendo divisões
207 hierárquicas por riacho e por condições ambientais, foi utilizado o índice “*richness*” para
208 a diferença na composição das espécies e 999 permutações para a significância das
209 probabilidades (função *adipart*, pacote *vegan*). Foram definidos os seguintes
210 componentes de diversidade: composição das espécies entre os riachos (α), variação na
211 composição das espécies entre os riachos (β_1) e variação na composição de espécies entre
212 riachos alterados e preservados (β_2). Também foram construídos gráficos contendo as
213 proporções de cada um dos elementos de diversidade (função *ggplot*, pacote *ggplot2*).

214 Todas as análises utilizadas foram realizadas no software R version 1.1.463 (R Core
215 Team, 2015).

216

217 **3. Resultados**

218 Um total de 9214 indivíduos foi amostrado durante este estudo. Foram encontrados
219 20 ordens, 76 famílias, 101 gêneros e 2 espécies. As ordens mais representativas foram

220 Diptera (52,13%), Trichoptera (16,95%), Plecoptera (8,98%), Ephemeroptera (7,02%),
221 Coleoptera (5,52%) e Odonata (5,51%). Entre os táxons mais abundantes estão
222 Chironominae (2461 ind., 26,71%), Simuliidae (988 ind., 10,72%), Tanypodinae (919
223 ind., 9,97%), *Tupiperla* sp. (443 ind., 4,81%), *Triplectides* sp. (416 ind., 4,51%),
224 *Phylloicus* sp. (329 ind., 3,57%), Baetidae (283 ind., 3,07%), *Heterelmis* sp. (256 ind.,
225 2,78%), *Smicridea* sp. (237 ind., 2,57%) e *Oecetis* sp. (235 ind., 2,55%). Estes táxons
226 somaram aproximadamente 71,26% da abundância total de indivíduos amostrados
227 (*Material Suplementar*).

228 Os valores de abundância de macroinvertebrados aquáticos não diferiram entre os
229 anos de amostragem, os períodos de coleta e entre os anos com os períodos de coleta
230 aninhados (Ano[Período]). Porém, estes valores diferiram entre os pontos de coleta, e
231 entre as interações Pontos*Ano, Pontos*Período e Pontos*Ano(Período) (Tabela 2). Os
232 valores de riqueza rarefeita não diferiram entre os anos de coleta. Entretanto, estes valores
233 diferiram entre os pontos de coleta, os períodos de amostragem e entre os anos com os
234 períodos de coleta aninhados. As interações Pontos*Ano, Pontos*Período também foram
235 significativas (Tabela 2).

236 As abundâncias de invertebrados amostrados não diferiram entre habitats de remanso
237 e corredeira (ANOVA $F_{3,396} = 0,57$; $p = 0,634$) e entre riachos alterados e preservados (t
238 $= -0,95$; $p = 0,344$; Fig. 2A). Os valores de riqueza rarefeita diferiram entre habitats de
239 remanso e corredeira (ANOVA $F_{3,396} = 6,40$; $p = 0,00$) e entre os riachos alterados e
240 preservados ($t = -2,62$; $p = 0,009$; Fig. 2B).

241 A Análise de Espécies Indicadoras evidenciou que alguns táxons foram encontrados
242 em todos os pontos amostrados, estando associados a situações específicas de habitat
243 (corredeira e remanso) e das condições ecológicas (riachos preservados e alterados). Entre
244 os táxons encontrados em todas as situações, os táxons *Stenochironomus* sp.,
245 Chironominae e Tanypodinae apresentaram maior valor indicativo para os remansos
246 alterados (Tabela 3). Com relação aos táxons encontrados apenas em remansos,
247 Ceratopogonidae foi indicativo de riachos alterados. Entre os táxons encontrados apenas
248 nas corredeiras, *Smicridea* sp. e Tipulidae foram indicativos de riachos alterados (Tabela
249 3).

250 Na análise de beta diversidade das comunidades amostradas, as contribuições dos
251 locais (LCBD), das espécies (SCBD) e dos componentes de diversidade foram estimadas.
252 O valor de SS_{Total} foi de 2,283 e o BD_{Total} de 0,253. Para o coeficiente de dissimilaridade
253 o valor de BD_{Total} foi de 0,249, e para os componentes de substituição e de diferença de

254 riqueza, o BD_{Total} foi de 0,164 e 0,019, respectivamente. Os córregos alterados Macuco
255 (LCBD 0,163; $p = 0,009$) e Du Alegre (LCBD 0,166; $p = 0,004$) foram os locais que
256 apresentaram, significativamente, a maior singularidade ecológica em termos de
257 composição das comunidades (Fig. 3). Os táxons Simuliidae, *Tupiperla* sp., *Oecetis* sp.,
258 Chironominae, *Triplectides* sp., *Phylloicus* sp. e Baetidae apresentaram os maiores
259 índices SCBD, contribuindo com 32,94% para a diversidade beta (Tabela 4).

260 O particionamento aditivo mostrou que os componentes de diversidade apresentaram
261 contribuições significativas ($p = 0,001$), tanto entre os riachos quanto entre os habitats.
262 De um modo geral, as contribuições da variação na composição de espécies entre os
263 riachos (β_1) foram maiores do que da variação na composição entre as condições
264 ambientais (β_2) nos riachos e nos mesohabitats. Em todos os riachos, a diversidade gama
265 (γ) foi de 165 espécies e a média da composição de espécies entre os riachos (α) variou
266 entre 36,79 a 52,13% ($prop_{esp < obs} = 0,001$). A contribuição do componente β_1 variou entre
267 41,70 a 34,49% ($prop_{esp > obs} = 0,001$) e do β_2 variou entre 21,52 a 15,38% ($prop_{esp > obs} =$
268 0,001) (Fig. 4A). Nos trechos de remanso, a diversidade gama foi de 134 espécies. O
269 componente α variou de 32,24 a 48,09% ($prop_{esp < obs} = 0,001$), β_1 variou entre 45,00 a
270 35,46% ($prop_{esp > obs} = 0,001$) e o β_2 variou entre 22,76 a 16,45% ($prop_{esp > obs} = 0,001$) (Fig.
271 4B). Nas corredeiras, a diversidade total foi de 114 espécies. O componente α variou entre
272 33,86 a 48,07% ($prop_{esp < obs} = 0,001$), β_1 variou entre 42,02 a 36,04% ($prop_{esp > obs} = 0,001$)
273 e o β_2 variou entre 24,12 a 15,89% ($prop_{esp > obs} = 0,001$) (Fig. 4C).

274

275 4. Discussão

276 4.1. Estrutura e composição das comunidades de invertebrados

277 As diferenças observadas nos valores de abundância e a riqueza rarefeita das
278 comunidades de invertebrados estudadas podem estar relacionadas aos eventos de
279 precipitação que antecederam os períodos de coleta, visto que o valor acumulado de chuva
280 observado no mês de dezembro de 2013 foi o maior para todo o estado. Durante os
281 períodos secos, o fluxo de água nos riachos é menor o que favorece o acúmulo de folhas
282 sobre o leito, resultando em uma maior disponibilidade de substrato para os organismos.
283 Isso permite o estabelecimento de comunidade de invertebrados aquáticos com elevada
284 diversidade taxonômica (Baptista et al., 2001; Yokoyama et al., 2001; Gonçalves et al.
285 2014). Por outro lado, nos períodos chuvosos, a maior vazão dos riachos pode carrear boa
286 parte da matéria orgânica disponível para trechos à jusante, limitando a capacidade de

287 retenção e, conseqüentemente, de formação de acúmulos de folhas nos riachos (Larrañaga
288 et al., 2003; Acunã et al. 2007).

289 De modo geral, nos riachos alterados ocorre a redução na abundância de táxons
290 sensíveis e o aumento na abundância de táxons tolerantes e resistentes às alterações
291 ambientais devido à perda da complexidade estrutural dos habitats (Callisto et al., 2001;
292 Megan et al., 2007). Isto pode estar refletido na similaridade observada nos valores de
293 abundância entre os riachos estudados. A maior riqueza rarefeita encontrada nos
294 remansos de riachos preservados pode estar relacionada à maior estabilidade para a
295 formação dos acúmulos de folhas (McCulloch, 1986), onde estes detritos podem ser
296 utilizados pelos invertebrados como fonte de alimento e abrigo (Oliveira and Callisto,
297 2010). Por outro lado, nas corredeiras a formação e a colonização destes acúmulos pode
298 ser limitada pela maior correnteza (Mendes et al., 2017). Os maiores valores de riqueza
299 rarefeita observados nos riachos preservados podem estar relacionados à maior
300 heterogeneidade de habitats e de detritos foliares normalmente encontrada nestes
301 ecossistemas, visto que em riachos tropicais existe uma alta diversidade de espécies nas
302 zonas ripárias (Wantzen et al., 2008; Gonçalves et al., 2014) e uma produção contínua de
303 detritos foliares (Bambi et al., 2017). Desta forma, os acúmulos de folhas podem ser
304 formados por detritos com diferentes valores nutricionais e estágios de decomposição, o
305 que seria mais atrativo para os invertebrados.

306 A composição taxonômica das comunidades amostradas diferiu entre os habitats e
307 entre os riachos estudados. As larvas de *Stenochironomus*, Chironominae e Tanypodinae
308 (Diptera), pertencem à família Chironomidae, podem ser tolerantes à degradação
309 ambiental, suportando baixos teores de oxigênio dissolvido (Junqueira and Campos,
310 1998), e são encontrados associados à matéria orgânica em decomposição (Oliveira and
311 Callisto, 2010). Alguns autores sugerem ainda que, por se alimentarem de detritos,
312 raspando ou minando a superfície dessas folhas e apresentarem elevadas abundâncias, as
313 larvas de Chironomidae possuem um papel importante no processo de decomposição de
314 matéria orgânica em riachos (Rosemond et al., 1998; Callisto et al., 2007; Ligeiro et al.,
315 2010).

316 As larvas de Ceratopogonidae (Diptera), indicativas de riachos alterados, vivem em
317 águas de má qualidade (Callisto et al., 2001) e possuem hábito predador, podendo ser
318 encontradas tanto em remansos quanto em corredeiras (Mendes et al., 2017). *Smicridea*
319 (Trichoptera) é um táxon um coletor-filtrador (Mendes et al., 2017) encontrado em
320 corredeiras. Suas larvas podem viver em águas com certos níveis de poluição (Junqueira

321 and Campos, 1998) e utilizam as correntezas para obtenção de alimento e de oxigênio
322 (Oliveira and Nessimian, 2010). A família Tipulidae (Diptera) pode ser encontrada em
323 ambientes alterados (Callisto et al., 2001), colonizando acúmulos de folhas formados em
324 remansos e corredeiras. Os gêneros desta família podem pertencer aos grupos dos
325 coletores-catadores, fragmentadores e predadores (Oliveira and Nessimian, 2010).

326

327 4.2. Beta diversidade (LCBD e SCBD)

328 A análise de beta diversidade mostrou que a composição das comunidades de
329 invertebrados entre os locais foi semelhante, apresentando o BD_{Total} baixo. Possivelmente,
330 esse resultado pode estar relacionado às características físico-químicas dos riachos
331 amostrados. Schneck et al., (2017) sugerem que a similaridade na diversidade beta de
332 diatomáceas bentônicas em riachos da Nova Zelândia, pode estar relacionada às
333 características físico-químicas, que atuam como filtros ambientais. Além disso, a
334 variação na beta diversidade pode resultar de uma variedade de mecanismos como,
335 heterogeneidade ambiental, limitação da dispersão, migração e eventos estocásticos
336 (Hubbell, 2001; Hanson et al., 2012). Contrariamente ao observado neste estudo, Sor et
337 al., (2018) ao avaliarem as comunidades de macroinvertebrados em uma bacia asiática,
338 encontraram o valor de BD_{Total} de 0,80. Os autores analisaram um *continuum* de uma
339 mesma bacia, a qual está sujeita à diversas alterações antrópicas, apresentando áreas
340 prístinas de preservação, influência doméstica bem como agricultura.

341 Os córregos Macuco e Du Alegre foram os pontos que contribuíram
342 significativamente para a beta diversidade da região estudada. Entre os riachos alterados
343 que foram avaliados, o córrego Macuco enfrenta problemas relacionados com a remoção
344 da vegetação ripária, que promoveu um aumento no aporte de sedimento em alguns
345 trechos, e em períodos chuvosos, potencializa a instabilidade do leito, sendo perceptível
346 a homogeneização de habitats e um extenso banco de areia no leito deste córrego. O
347 córrego Du Alegre recebe poluição por efluentes domésticos e agrotóxicos, sendo
348 perceptível o mau cheiro e a presença de lixo próximo às margens. Os outros riachos
349 alterados estudados, além da remoção da vegetação ciliar, possuem proximidade com
350 estradas e substratos homogêneos e lamacentos.

351 Os táxons Chironominae (Chironomidae, Diptera) e Baetidae (Ephemeroptera)
352 contribuíram para a diversidade beta em riachos alterados. São encontrados associados a
353 águas de má qualidade, e apesar da ordem Ephemeroptera também ser utilizada como
354 indicadora de ambientes com boa qualidade de água, a família Baetidae apresenta gêneros

355 que podem tolerar a degradação ambiental por poluição orgânica (Callisto et al., 2001;
356 Oliveira and Callisto, 2010).

357

358 *4.3. Particionamento aditivo da diversidade*

359 A análise da partição da diversidade das comunidades de invertebrados associados
360 aos acúmulos de folhas, demonstrou que, em trechos de remanso, os riachos alterados
361 contribuíram em 16,45% para a diversidade regional; em trechos de corredeira, estes
362 riachos contribuíram em 15,89%. Analisando os riachos de um modo geral, os riachos
363 alterados contribuíram em 15,38% para a diversidade gama. Estes resultados sugerem
364 que, apesar de terem perdido parte de sua complexidade estrutural, os riachos alterados
365 não deixaram de contribuir para a diversidade da região estudada, sendo que esta
366 contribuição foi maior nos remansos.

367 A remoção da vegetação ripária compromete a estabilidade das margens dos riachos,
368 aumentando a erosão e favorecendo a entrada de sedimentos para o leito dos rios (Callisto
369 et al., 2001). Estes fatores contribuem para a homogeneização dos habitats disponíveis.
370 Iñiguez-Armijos et al., (2014) demonstraram que existe uma importante relação dos
371 riachos de cabeceira com a sua vegetação ripária que favorece a diversidade da biota e a
372 qualidade da água. As modificações antropogênicas nas zonas ripárias alteram a estrutura
373 e composição das comunidades de invertebrados aquáticos, afetando principalmente os
374 táxons que dependem diretamente dos detritos foliares para alimentação e abrigo
375 (Encalada et al., 2010), como os organismos fragmentadores. Desta forma, alguns
376 processos ecológicos como a decomposição da matéria orgânica alóctone, a ciclagem de
377 nutrientes e a produtividade nesses ecossistemas também podem ser alterados (Encalada
378 et al., 2010). Hepp et al., (2016) observaram que a maior entrada de sedimentos promoveu
379 o aumento da concentração de nutrientes e de matéria orgânica em riachos de floresta.
380 Assim, a principal fonte de carbono para os organismos passou a ser de origem autóctone,
381 o que ocasionou um aumento na densidade de organismos raspadores. Alguns autores
382 observaram diferenças na composição das comunidades de invertebrados aquáticos entre
383 riachos preservados e alterados (Encalada et al., 2010; Hepp et al., 2016; Fierro e al.,
384 2019). A restauração da vegetação ripária pode contribuir para a melhora da qualidade da
385 água, por influenciar positivamente a heterogeneidade de habitats e os organismos
386 associados (Iñiguez-Armijos et al., 2014), uma vez que a abundância de alguns táxons,
387 como por exemplo os fragmentadores, está diretamente relacionada ao grau de
388 conservação das zonas ripárias (Casotti et al., 2014).

389

390 **5. Conclusão**

391 Os resultados deste estudo mostraram que existem diferenças na composição das
392 comunidades de invertebrados aquáticos associados à acúmulos de folhas entre trechos
393 de remanso e corredeira, e entre riachos alterados e preservados. Os riachos alterados
394 apresentaram uma composição taxonômica singular e, apesar da diversidade de táxons ter
395 sido maior nos riachos preservados, contribuíram de maneira significativa para a
396 diversidade da região estudada. Estes resultados são importantes e contrariam o senso
397 comum de que os riachos alterados, por possuírem baixos valores de riqueza taxonômica,
398 não contribuem para a composição regional de táxons. O conhecimento e o entendimento
399 dos padrões da diversidade de invertebrados aquáticos representam uma importante
400 ferramenta para a recuperação dos riachos alterados na região estudada, uma vez que a
401 composição das comunidades de invertebrados aquáticos está diretamente relacionada à
402 integridade e a heterogeneidade ambiental das zonas ripárias. Além disso, estas
403 comunidades são essenciais para vários processos ecológicos, como a decomposição de
404 detritos foliares e a ciclagem de nutrientes e fluxo de energia.

405 **6. Referências**

406

- 407 Acuña, V., Giorgi, A., Muñoz, I., Sabater, F., Sabater, S., 2007. Meteorological and
408 riparian influences on organic matter dynamics in a forested Mediterranean stream.
409 *J. N. Am. Benthol. Soc.* 26, 54–69. [https://doi.org/10.1899/0887-](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[54:MARIOO]2.0.CO;2)
410 [3593\(2007\)26\[54:MARIOO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[54:MARIOO]2.0.CO;2)
- 411 Al-Shami, S.A., Heino, J., Che Salmah, M.R., Abu Hassan, A., Suhaila, A.H., Madrus,
412 M.R., 2013. Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in Tropical
413 Forest streams. *Freshw. Biol.* 58, 11–12. <https://doi.org/10.1111/fwb.12113>
- 414 Allan, J.D., Castillo, M.M., 2007. *Stream ecology: structure and function of running*
415 *waters*, 2nd ed. Springer Science & Business Media, Dordrecht, Netherlands.
- 416 Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L. de M., Sparovek, G., 2013.
417 Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728.
418 <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- 419 Bambi, P., Rezende, R. de S., Feio, M.J., Leite, G.F.M., Alvin, E., Quintão, J.M.B.,
420 Araújo, F., Gonçalves Jr, J.F., 2017. Temporal and spatial patterns in inputs and stock
421 of organic matter in savannah streams of Central Brazil. *Ecosystems* 20, 757–768.
422 <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0058-z>
- 423 Baptista, D.F., Buss, D.F., Dias, L.G., Nessimian, J.L., da Silva, E.R., Neto, A.H.A.M.,
424 Carvalho, S.N., Oliveira, M.A., Andrade, L.R., 2006. Functional feeding groups of
425 Brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. *Ann. Limnol.* 42,

- 426 87–96. <https://doi.org/10.1051/limn/2006013>
- 427 Callisto, M., Gonçalves Jr, J.F., Graça, M.A.S., 2007. Leaf litter as a possible food source
428 for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. *Rev. Bras.*
429 *Zool.* 24, 442–448. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/S0101-](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752007000200023)
430 81752007000200023
- 431 Callisto, M., Moretti, M., Goulart, M., 2001. Macroinvertebrados bentônicos como
432 ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *RBRH - Rev. Bras. Recur. Hídricos* 6,
433 71–82. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v6n1.p71-82>
- 434 Casotti, C.G., Kiffer Jr., W.P., Costa, L.C., Rangel, J. V, Casagrande, L.C., Moretti, M.S.,
435 2015. Assessing the importance of riparian zones conservation for leaf
436 decomposition in streams. *Nat. e Conserv.* 13, 178–182.
437 <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.011>
- 438 Casotti, C.G., Kiffer Jr, W.P., Moretti, M.S., 2014. Leaf traits induce the feeding
439 preference of a shredder of the genus *Triplectides* Kolenati, 1859 (Trichoptera) in an
440 Atlantic Forest stream, Brazil: a test with native and exotic leaves. *Aquat. Insects* 36,
441 43–52. <https://doi.org/10.1080/01650424.2014.1001399>
- 442 Covich, A.P., Palmer, M.A., Crowl, T.A., 1999. The role of benthic invertebrate species
443 in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient
444 cycling. *Bioscience* 49, 119–127. <https://doi.org/10.2307/1313537>
- 445 Dauer, D.M., Ransinghe, J.A., Weisberg, S., 2000. Relationships between benthic
446 community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use
447 patterns in Chesapeake Bay. *Estuaries* 23, 80–96. <https://doi.org/10.2307/1353227>
- 448 Docile, T.N., Figueiró, R., Portela, C., Nessimian, J.L., 2016. Macroinvertebrate diversity
449 loss in urban streams from tropical forests. *Environ. Monit. Assess.* 188, 237.
450 <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5237-z>
- 451 Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guenard, G., Jombart, T.,
452 Larocque, G., Legendre, P., Madi, N., Wagner, H.H., 2018. Multivariate Multiscale
453 Spatial Analysis. CRAN.
- 454 Encalada, A.C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C.M., Graça, M.A.S., 2010. Riparian
455 land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical
456 montane streams. *Freshw. Biol.* 55, 1719–1733. [https://doi.org/10.1111/j.1365-](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02406.x)
457 2427.2010.02406.x
- 458 Ferreira, W.R., Hepp, L.U., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R.,
459 Callisto, M., 2017. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages
460 and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. *Ecol. Indic.*
461 72, 365–373. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.042>
- 462 Fierro, P., Bertrán, C., Mercado, M., Peña-Cortés, F., Tapia, J., Hauenstein, E., Vargas-
463 Chacoff, L., 2012. Benthic macroinvertebrate assemblages as indicators of water
464 quality applying a modified biotic index in a spatio-seasonal context in a coastal basin
465 of Southern Chile. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 47, 23–33.
466 <https://doi.org/10.4067/s0718-19572012000100003>
- 467 Fierro, P., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., Cerna, C.,

- 468 Vargas-Chacoff, L., 2017. Effects of local land-use on riparian vegetation, water
469 quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Sci. Total*
470 *Environ.* 609, 724–734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- 471 Fierro, P., Valdovinos, C., Arismendi, I., Díaz, G., Jara-Flores, A., Habit, E., Vargas-
472 Chacoff, L., 2019. Examining the influence of human stressors on benthic algae,
473 macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. *Sci.*
474 *Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.277>
- 475 Gonçalves Jr., J.F., Rezende, R. de S., Gregório, R.S., Valentin, G.C., 2014. Relationship
476 between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream.
477 *Limnologica* 44, 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.05.010>
- 478 Hamada, N., Nessimian, J.L., Querino, R.B., 2014. Insetos aquáticos na Amazônia
479 brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Editora do INPA, Manaus.
- 480 Hanson, C.A., Fuhrman, J.A., Horner-Devine, M.C., Martiny, J.B.H., 2012. Beyond
481 biogeographic patterns: Processes shaping the microbial landscape. *Nat. Rev.*
482 *Microbiol.* 497–506. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2795>
- 483 Hauer, F.R., Resh, V.H., 1996. Benthic macroinvertebrates, in: Hauer, F.R., Lamberti,
484 G.A. *Methods in stream ecology*. Academic Press, pp. 339-369.
- 485 Heino, J., Melo, A.S., Bini, L.M., 2015. Reconceptualising the beta diversity-
486 environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshw. Biol.* 60,
487 223–235. <https://doi.org/10.1111/fwb.12502>
- 488 Heino, J., Muotka, T., Paavola, R., 2003. Determinants of macroinvertebrate diversity in
489 headwater streams: regional and local influences. *J. Anim. Ecol.* 72, 425–434.
490 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00711.x>
- 491 Hepp, L.U., Urbim, F.M., Tonello, G., Loureiro, R.C., Sausen, T.L., Fornel, R., Restello,
492 R.M., 2016. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate
493 composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest
494 streams. *Acta Limnol. Bras.* 28, e3. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0616>
- 495 Hubbell, S.P., 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*.
496 Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- 497 Incaper Coordenação de Meteorologia, 2018.
498 <https://meteorologia.incaper.es.gov.br/mapas-de-chuva-acumulado-mensal-e-anual>
499 (accessed 12 september 2019)
- 500 Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), 2019.
501 <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas> (accessed
502 12 september 2019)
- 503 Iñiguez-Armijos, C., Leiva, A., Frede, H.G., Hampel, H., Breuer, L., 2014. Deforestation
504 and benthic indicators: how much vegetation cover is needed to sustain healthy
505 Andean streams? *PLoS One* 9, e10586.
506 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105869>
- 507 Jost, L., Devries, P., Walla, T., Greeney, H., Chao, A., Ricotta, C., 2010. Partitioning

- 508 diversity for conservation analyses. *Divers. Distrib.* 16, 65–76.
509 <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00626.x>
- 510 Junqueira, V.M., Campos, S.C.M., 1998. Adaptation of the “BMWP” method for water
511 quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnol.*
512 *Bras.* 10, 125–135.
- 513 Larrañaga, S., Díez, J.R., Elozegi, A., Pozo, J., 2003. Leaf retention in streams of the
514 Agüera basin (northern Spain). *Aquat. Sci.* 65, 158–166.
515 <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0623-3>
- 516 Legendre, P., Borcard, D., Peres-Neto, P.R., 2005. Analyzing beta diversity: partitioning
517 the spatial variation of community composition data. *Ecol. Monogr.* 75, 435–450.
518 <https://doi.org/10.1890/05-0549>
- 519 Ligeiro, R., Moretti, M.S., Gonçalves Jr., J.F., Callisto, M., 2010. What is more important
520 for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: Exposure time
521 or leaf species? *Hydrobiologia* 654, 125–136. [https://doi.org/10.1007/s10750-010-](https://doi.org/10.1007/s10750-010-0375-8)
522 [0375-8](https://doi.org/10.1007/s10750-010-0375-8)
- 523 Mathooko, J.M., M’erimba, C.M., Leichtfried, M., 2000. Decomposition of leaf litter of
524 *Dombeya goetzenii* in the Njoro River, Kenya. *Hydrobiologia* 418, 147–152.
525 <https://doi.org/10.1023/A:1003879908441>
- 526 McCulloch, D.L., 1986. Benthic macroinvertebrate distributions in the riffle-pool
527 communities of two east Texas streams. *Hydrobiologia* 135, 61–70.
528 <https://doi.org/10.1007/BF00006459>
- 529 Megan, M.H., Nash, M.S., Neale, A.C., Pitchford, A.M., 2007. Biological integrity in
530 mid-Atlantic coastal plains headwater streams. *Environ. Monit. Assess.* 124, 141–
531 156. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9214-9>
- 532 Mendes, F., Kiffer Jr., W.P., Moretti, M.S., 2017. Structural and functional composition
533 of invertebrate communities associated with leaf patches in forest streams: a
534 comparison between mesohabitats and catchments. *Hydrobiologia* 800, 115–127.
535 <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3249-5>
- 536 Mermillod-Blondin, F., 2011. The functional significance of bioturbation and
537 biodeposition on biogeochemical processes at the water–sediment interface in
538 freshwater and marine ecosystems. *J. North Am. Benthol. Soc.* 30, 770–778.
539 <https://doi.org/10.1899/10-121.1>
- 540 Moreno, P., Callisto, M., 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban
541 reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 560, 311–321.
542 <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0869-y>
- 543 Moretti, M.S., Loyola, R.D., Becker, B., Callisto, M., 2009. Leaf abundance and phenolic
544 concentrations codetermine the selection of case-building materials by *Phylloicus* sp.
545 (Trichoptera, Calamoceratidae). *Hydrobiologia* 630, 199–206.
546 <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9792-y>

- 547 Mugnai, R., Nessimian, J.L., Baptista, D.F. 2010. Manual de identificação de
548 macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Technical Books, Rio de
549 Janeiro.
- 550 Naiman, R.J., Decamps, H., Pollock, M., 1993. The role of riparian corridors in
551 maintaining regional biodiversity. *Ecol. Appl.* 3, 209–212.
552 <https://doi.org/10.2307/1941822>
- 553 Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin,
554 P.R., O’Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E.,
555 Wagner, H., 2019. Community Ecology Package. CRAN.
- 556 Oliveira, A., Callisto, M., 2010. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water
557 quality in an Atlantic Forest fragment. *Iheringia. Série Zool.* 100, 291–300.
558 <https://doi.org/10.1590/S0073-47212010000400003>
- 559 Oliveira, A.L.H. de, Nessimian, J.L., 2010. Spatial distribution and functional feeding
560 groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern
561 Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 22, 424–441. <https://doi.org/10.4322/actalb.2011.007>
- 562 Pes, A.M.O., Hamada, N., Nessimian, J.L., 2005. Chaves de identificação de larvas para
563 famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Rev. Bras.*
564 *Entomol.* 49, 181–204.
- 565 Roberts, D.W., 2016. Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. CRAN.
- 566 Rosemond, A.D., Pringle, C.M., Ramírez, A., 1998. Macroconsumer effects on insect
567 detritivores and detritus processing in a tropical stream. *Freshw. Biol.* 39, 515–523.
568 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00301.x>
- 569 Santos, D.A., Molineri, C., Reynaga, M.C., Basualdo, C., 2011. Which index is the best
570 to assess stream health? *Ecol. Indic.* 11, 582–589.
571 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.08.004>
- 572 Schneck, F., Lange, K., Melo, A.S., Townsend, C.R., Matthaei, C.D., 2017. Effects of a
573 natural flood disturbance on species richness and beta diversity of stream benthic
574 diatom communities. *Aquat. Ecol.* 51, 557–569.
575 <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10452-017-9636-1>
- 576 Sor, R., Legendre, P., Lek, S., 2018. Uniqueness of sampling site contributions to the total
577 variance of macroinvertebrate communities in the Lower Mekong Basin. *Ecol. Indic.*
578 84, 425–432. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.038>
- 579 Steinblums, I.J., Froehlich, H.A., Lyons, J.K., 1984. Designing Stable Buffer Strips for
580 Stream Protection. *J. For.* 82, 49–52. <https://doi.org/10.1093/jof/82.1.49>
- 581 Suga, C.M., Tanaka, M.O., 2013. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate
582 communities in a degraded tropical stream. *Hydrobiologia* 703, 203–213.
583 <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1360-1>
- 584 Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The
585 River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130–137.
586 <https://doi.org/doi/abs/10.1139/f80-017#.XZeulUZKjIU>

- 587 Wantzen, K.M., Yule, C.M., Tockner, K., Junk, W.J., 2008. 7 - Riparian wetlands of
588 tropical streams, in: tropical stream ecology. Academic Press, pp. 199–217.
589 <https://doi.org/10.1016/B978-012088449-0.50009-1>
- 590 Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California.
591 *Ecol. Monogr.* 30, 279–338. <https://doi.org/10.2307/1943563>
- 592 Yokoyama, E., Paciência, G.P., Bispo, P.C., Oliveira, L.G., Bispo, P.C., 2012. A
593 sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e
594 Trichoptera em um riacho de Cerrado do Sudeste do Brasil? *Rev. Ambiência* 8, 73–
595 84. <https://doi.org/10.5777/ambiencia.2012.01.06>
- 596 Zamora-Marín, J.M., Gutiérrez-Cánovas, C., Abellán, P., Millán, A., 2016. The role of
597 protected areas in representing aquatic biodiversity: A test using α , β and γ diversity
598 of water beetles from the Segura River Basin (SE Spain). *Limnetica* 35, 179–192.
- 599 Zeni, J.O., Casatti, L., 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic
600 structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* 726, 259–270.
601 <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1772-6>
- 602

603 **Tabela 1:** Identificação, altitude (m), localização geográfica, pontuação no Protocolo de
 604 Avaliação de Hábitats e a condição ambiental dos riachos estudados nos municípios de Santa Leopoldina e
 605 Santa Teresa, região serrana do Centro-norte do estado do Espírito Santo, Brasil.

Ponto	Riacho	Altitude (m)	Latitude	Longitude	Município	Pontuação	Condição
1	Recanto da Mata	552	20°03'17.80"S	40°32'49.10"O	Stª Leopoldina	36	Alterado
2	Banana	537	20°02'08.65"S	40°31'58.01"O	Stª Leopoldina	85	Preservado
3	Macuco	473	20°01'23.80"S	40°33'00.50"O	Stª Leopoldina	57	Alterado
4	Santa Clara	737	20°00'37.68"S	40°32'41.28"O	Stª Leopoldina	91	Preservado
5	Du Alegre	663	19°58'19.78"S	40°32'52.47"O	Stª Teresa	20	Alterado
6	Reserva 01	835	19°58'00.58"S	40°32'14.83"O	Stª Teresa	96	Preservado
7	Reserva 02	712	19°58'27.98"S	40°31'49.24"O	Stª Teresa	100	Preservado
8	Rosangela	792	19°56'46.70"S	40°31'57.30"O	Stª Teresa	74	Preservado
9	Vista Linda	830	19°54'48.80"S	40°37'36.10"O	Stª Teresa	34	Alterado
10	Canaã	873	19°55'14.00"S	40°38'24.20"O	Stª Teresa	22	Alterado

606

607

608 **Tabela 2:** Resultado das Análises de Variância (ANOVA) dos valores de abundância e riqueza
 609 rarefeita de invertebrados aquáticos amostrados entre dez riachos (pontos) de Mata Atlântica (ES), ao longo
 610 de dois anos e entre períodos de seca e chuva.

	Df	AdjSS	AdjMS	F	P
<i>Abundância de invertebrados</i>					
Pontos	9	16312	1812,40	3,90	0,00
Ano	1	1564	1564,20	3,36	0,07
Período	1	628	627,50	1,35	0,25
Ano(Período)	1	1222	1221,50	2,63	0,11
Pontos*Ano	9	18953	2105,90	4,53	0,00
Pontos*Período	9	10316	1146,20	2,47	0,01
Pontos*Ano(Período)	9	21289	2365,40	5,09	0,00
Residuals	360	167425	465,1		
<i>Riqueza rarefeita</i>					
Pontos	9	393,40	43,72	8,60	0,00
Ano	1	1,50	1,46	0,29	0,59
Período	1	252,80	252,78	49,73	0,00
Ano(Período)	1	98,00	97,99	19,28	0,00
Pontos*Ano	9	209,50	23,28	4,58	0,00
Pontos*Período	9	160,10	17,79	3,50	0,00
Pontos*Ano(Período)	9	132,60	14,73	2,90	0,00
Residuals	360	1830,10	5,08		

611 **DF:** graus de liberdade; **adjSS:** soma dos quadrados ajustada; **adjMS:** média dos quadrados ajustada; **F:**
 612 valor do teste; **P:** probabilidade de significância.

613

614 **Tabela 3:** Resultados da análise de espécies indicadoras das comunidades de invertebrados
 615 aquáticos amostrados nos habitats de corredeira e remanso, em riachos alterados e preservados de Mata
 616 Atlântica (ES). AC: corredeiras alteradas; AR: remansos alterados; PC: corredeiras preservadas; PR:
 617 remansos preservados; *P*: probabilidade de significância do teste estatístico.

Taxa	Abundância	Indval				<i>P</i>
		A-C	A-R	P-C	P-R	
<i>Macrobrachium potiuna</i>	8	0,00	0,00	0,01	0,04	0,035
Collembola	17	0,04	0,00	0,00	0,00	0,019
<i>Leptohyphes</i>	50	0,05	0,01	0,00	0,00	0,040
<i>Miroculis</i>	12	0,00	0,00	0,00	0,04	0,022
<i>Hagenulopsis</i>	36	0,00	0,00	0,01	0,06	0,014
<i>Argia</i>	8	0,00	0,04	0,00	0,00	0,019
<i>Heteragrion</i>	141	0,02	0,07	0,01	0,12	0,008
<i>Erythrodiplax</i>	48	0,00	0,02	0,00	0,10	0,001
<i>Paragripopteryx</i>	139	0,04	0,00	0,13	0,01	0,001
<i>Tupiperla</i>	443	0,05	0,00	0,31	0,03	0,001
<i>Anacroneuria</i>	174	0,05	0,00	0,19	0,01	0,001
Mesoveliidae	20	0,00	0,00	0,07	0,00	0,002
Blaberidae	30	0,03	0,00	0,05	0,00	0,048
Pleidae	19	0,00	0,08	0,00	0,00	0,002
<i>Xenelmis</i>	35	0,00	0,01	0,00	0,14	0,001
<i>Hexacylloepus</i>	33	0,01	0,00	0,06	0,00	0,009
<i>Phanocerus</i>	10	0,00	0,00	0,04	0,00	0,023
<i>Phylloicus</i>	329	0,01	0,08	0,04	0,18	0,003
<i>Helichopsyche</i>	20	0,01	0,00	0,00	0,05	0,010
<i>Atopsyche</i>	13	0,00	0,00	0,05	0,00	0,006
<i>Macronema</i>	8	0,00	0,00	0,00	0,05	0,002
<i>Smicridea</i>	237	0,16	0,00	0,13	0,00	0,001
<i>Notalina</i>	59	0,00	0,02	0,00	0,09	0,001
<i>Oecetis</i>	235	0,00	0,03	0,01	0,27	0,001
<i>Triplectides</i>	416	0,01	0,07	0,04	0,22	0,001
<i>Cyrnellus</i>	39	0,00	0,01	0,08	0,00	0,002
<i>Polycentropus</i>	54	0,01	0,08	0,00	0,01	0,007
Ceratopogonidae	19	0,00	0,04	0,00	0,01	0,037
<i>Stenochironomus</i>	217	0,05	0,15	0,03	0,05	0,007
Chironominae	2461	0,16	0,31	0,13	0,20	0,011
Simuliidae	988	0,13	0,00	0,28	0,00	0,001
Tanypodinae	919	0,10	0,23	0,08	0,20	0,011
Tipulidae	38	0,08	0,00	0,01	0,00	0,004

618

619

620 **Tabela 4:** Resultado da análise de contribuições dos táxons para a diversidade beta total (índices
 621 SCBD), com os táxons que apresentaram os maiores índices de contribuição (%SCBD).

Taxa	SCBD	%SCBD
Bivalvia	0,018	1,81
Acari	0,022	2,20
Baetidae	0,039	3,93
<i>Leptohyphes</i>	0,021	2,07
<i>Tricorythopsis</i>	0,025	2,50
<i>Hagenulopsis</i>	0,018	1,80
<i>Heteragrion</i>	0,015	1,48
Libellulidae	0,011	1,11
<i>Tupiperla</i>	0,060	5,99
<i>Anacroneuria</i>	0,022	2,18
<i>Heterelmis</i>	0,029	2,94
<i>Cylloepus</i>	0,011	1,10
<i>Phylloicus</i>	0,041	4,13
<i>Smicridea</i>	0,024	2,41
<i>Nectopsyche</i>	0,010	1,02
<i>Oecetis</i>	0,044	4,38
<i>Triplectides</i>	0,042	4,18
<i>Polycentropus</i>	0,012	1,22
<i>Stenochironomus</i>	0,023	2,27
Chironominae	0,042	4,21
Simuliidae	0,061	6,12
Tanypodinae	0,024	2,36
Tipulidae	0,011	1,08

622

623

624 **Legendas das figuras**

625

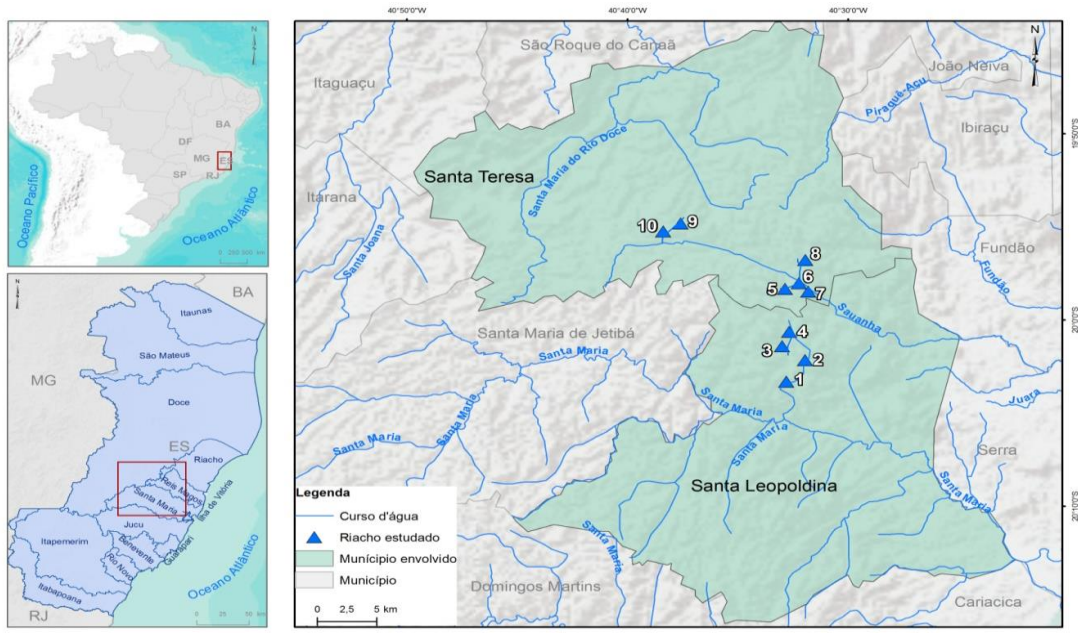
626 Figura 1: Mapa da área de estudo com a localização dos riachos estudados, nos
627 municípios de Santa Leopoldina e Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil.

628 Figura 2: Valores de abundância (A) e riqueza rarefeita (B) de invertebrados
629 aquáticos (média \pm erro padrão) amostrados nos habitats de corredeira e remanso, em
630 riachos alterados e preservados de Mata Atlântica (ES). AltC: corredeiras alteradas; AltR:
631 remansos alterados; PresC: corredeiras preservadas; PresR: remansos preservados; Alt:
632 riachos alterados; Pres: riachos preservados.

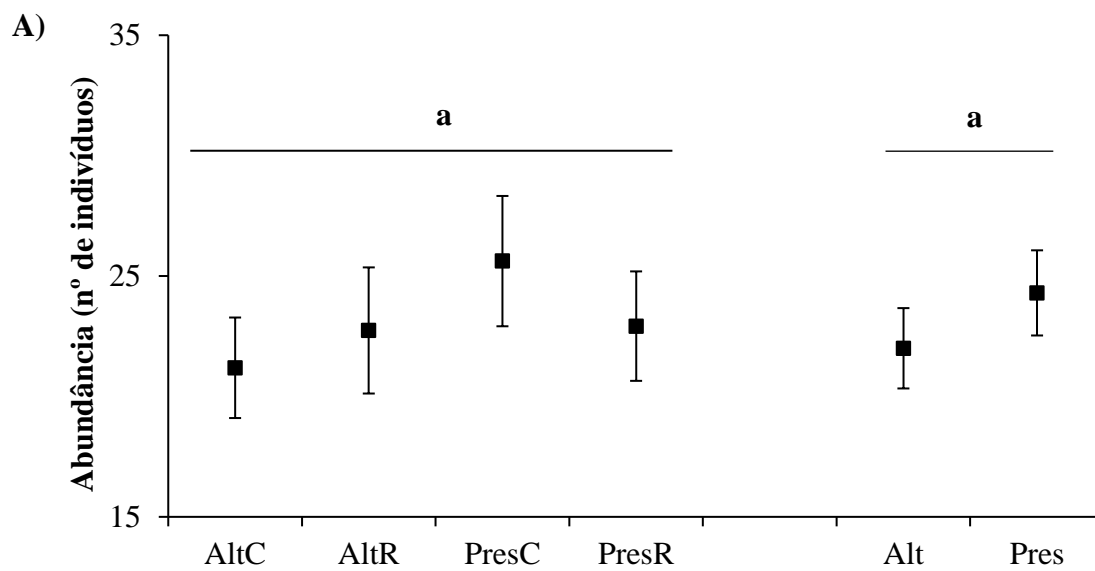
633 Figura 3: Resultado do índice de contribuição dos locais para a diversidade beta
634 (LCBD) das comunidades de invertebrados aquáticos amostrados em riachos de Mata
635 Atlântica (ES). Os círculos vermelhos representam os riachos preservados, os círculos
636 amarelos indicam os riachos alterados, e os círculos destacados com a linha preta
637 representam os riachos que contribuíram significativamente para o índice LCBD (p
638 $<0,05$).

639 Figura 4: Particionamento da diversidade observada e esperada, dividido em
640 componentes alfa e beta, expresso como porcentagem da diversidade total. α : composição
641 de espécies em todos os rios, β_1 : variação na composição de espécies entre os rios, β_2 :
642 variação na composição das espécies entre riachos alterados e preservados; a)
643 particionamento entre todos os rios; b) particionamento entre habitats de remanso; c)
644 particionamento entre habitats de corredeiras.

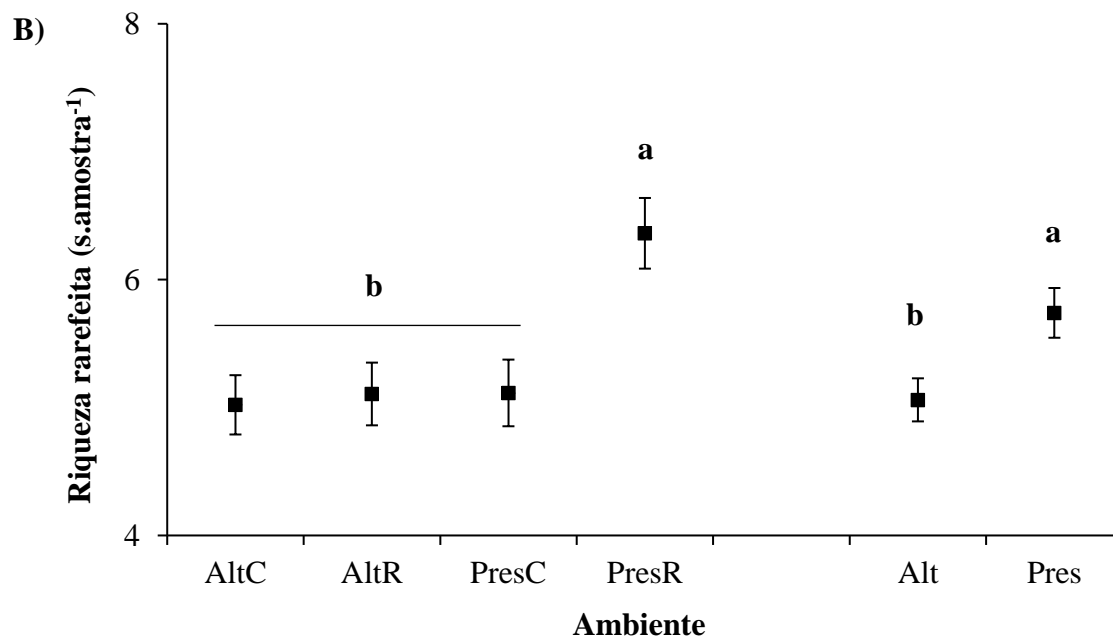
645



646
 647 **Figura 1.**
 648



649

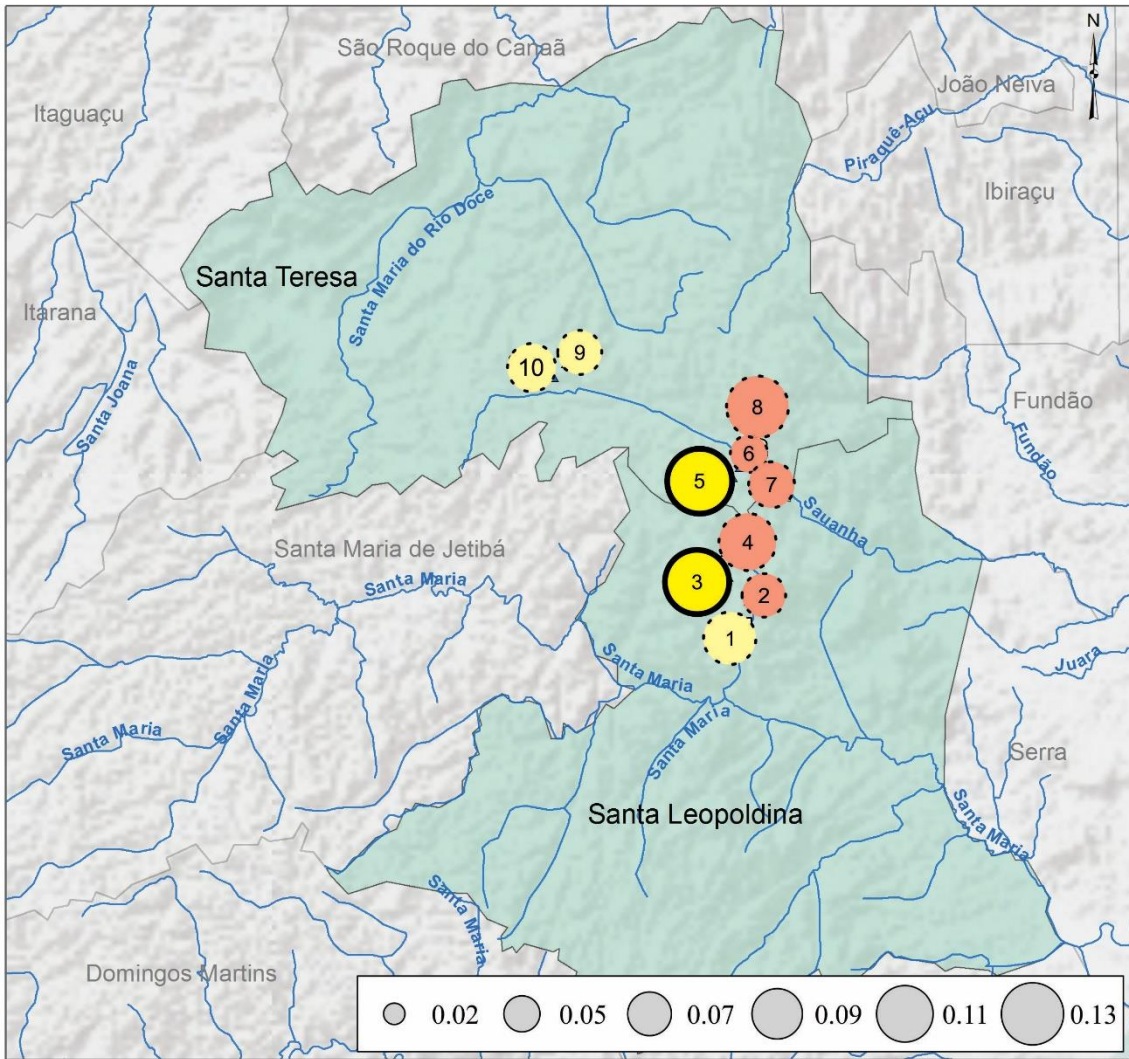


650

651

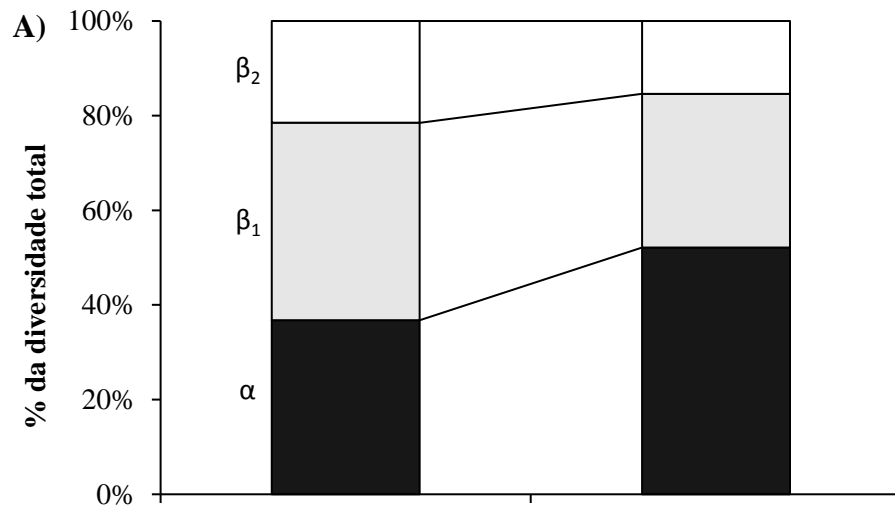
652

Figura 2.

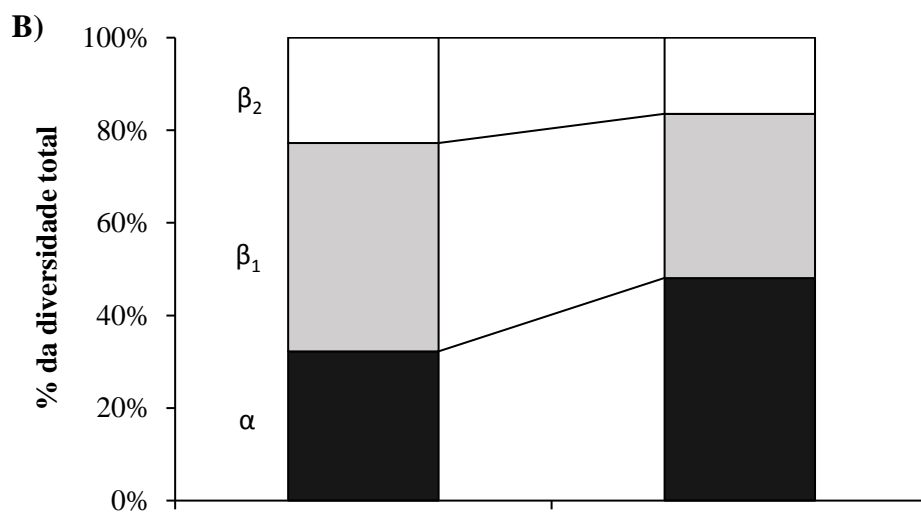


653
654
655

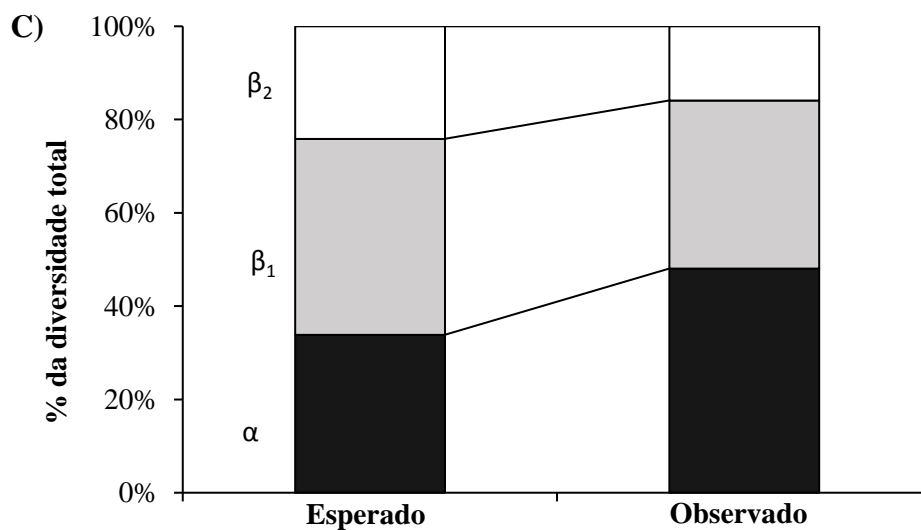
Figura 3.



656



657



658

659

Figura 4.

Tabela S1: Média dos parâmetros físico-químicos mensurados *in situ* durante os períodos secos e chuvosos, em riachos alterados e preservados de Mata Atlântica, ES.

Período	Condição	Riacho	Cond. ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	O ₂ Dis. ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	O ₂ Sat. (%)	Temp. (°C)	pH	ORP (mV)	Turb. (NTU)	TDS mg/L	Vazão ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)
Seca	Preservado	Banana	27,60	9,90	109,35	19,07	6,58	123	4,10	0,07	0,07
		Santa Clara	28,95	10,26	110,60	18,85	6,26	327	0,18	0,18	0,13
		Reserva 1	25,55	9,52	112,95	17,45	5,84	253	5,20	0,04	0,05
		Reserva 2	28,50	6,82	94,65	18,02	6,85	189	3,60	0,07	0,06
		Rosângela	30,00	11,68	127,85	18,86	6,56	293	6,70	0,12	0,09
		Média ± EP	28,12±0,75	9,64±0,79	111,08±5,28	18,45±0,31	6,42±0,17	237±36,60	3,96±1,08	0,10±0,03	0,08±0,01
	Alterado	Rec. da Mata	27,20	10,14	112,90	20,11	6,95	121	10,50	0,03	0,05
		Macuco	25,10	10,36	114,70	19,67	6,55	348	0,90	0,31	0,36
		Du Alegre	33,80	8,25	90,45	19,92	6,23	307	6,60	0,13	0,13
		Vista Linda	29,80	6,63	71,65	21,15	6,30	163	16,80	0,04	0,04
		Canaã	29,25	6,82	89,15	20,90	6,79	201	19,40	0,06	0,06
		Média ± EP	29,03±1,45	8,44±0,79	95,77±8,08	20,35±0,29	6,56±0,14	228±43,04	10,84±3,36	0,11±0,05	0,13±0,06
Chuva	Preservado	Banana	23,08	7,95	72,60	22,63	6,66	421	43,40	0,03	0,12
		Santa Clara	22,52	9,15	80,75	22,42	6,49	349	11,10	0,02	0,23
		Reserva 1	24,20	7,34	82,30	21,00	5,54	346	39,60	0,03	0,04
		Reserva 2	26,53	6,84	77,35	21,66	6,88	291	30,60	0,03	0,07
		Rosângela	25,80	9,99	89,35	21,65	6,75	373	13,00	0,02	0,09
		Média ± EP	24,42±0,77	8,25±0,58	80,47±2,77	21,87±0,29	6,46±0,24	356±21,08	27,54±6,66	0,03±0,00	0,11±0,03
	Alterado	Rec. da Mata	32,85	8,97	82,60	22,36	6,81	382	210,60	0,03	0,06
		Macuco	23,05	8,21	89,50	21,70	6,83	405	5,80	0,02	0,34
		Du Alegre	29,20	7,18	85,60	23,95	6,87	784	31,90	0,03	0,14
		Vista Linda	24,75	6,90	74,60	22,27	6,75	473	120,00	0,02	0,04
		Canaã	27,17	7,45	72,11	22,12	6,75	375	420,00	0,02	0,05
		Média ± EP	27,40±1,72	7,74±0,38	80,88±3,29	22,48±0,38	6,80±0,02	483,80±77,02	157,66±74,81	0,02±0,00	0,13±0,06

664
665

Tabela S2: Tabela com todos os táxons encontrados ao longo do desenvolvimento deste estudo, contendo as classificações taxonômicas, abundância total, abundância relativa (Abund%), os valores indicativos para os táxons (Indval) e o *p-value* do teste estatístico.

Filo/ Subfilo	Classe/ Superclasse	Ordem	Família/Subfamília	Gênero/Espécie	Abundância	Abund %	Indval				pval	
							A-C	A-R	P-C	P-R		
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida			1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000	
	Hirudinida				3	0,03	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000	
Mollusca	Bivalvia				32	0,35	0,024	0,039	0,000	0,000	0,102	
	Gastropoda	Veneroida	Sphaeriidae		6	0,07	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000	
		Basommatophora	Planorbidae		1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000	
	Arachnida	Acari			76	0,82	0,036	0,004	0,000	0,001	0,129	
	Malacostraca	Decapoda		Palaemonidae	<i>Macrobrachium potiuna</i>	8	0,09	0,000	0,000	0,005	0,038	0,035
			Trichodactylidae	<i>Trichodactylus fluviatilis</i>	18	0,20	0,011	0,020	0,001	0,020	0,812	
		Isopoda			1	0,01	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000	
		Collembola				17	0,18	0,042	0,001	0,005	0,000	0,019
Arthropoda			Baetidae		283	3,07	0,104	0,020	0,068	0,061	0,205	
			Caenidae		11	0,12	0,000	0,000	0,000	0,030	0,072	
				<i>Caenis</i>	23	0,25	0,024	0,008	0,000	0,005	0,278	
			Euthyplociidae	<i>Campylocia</i>	2	0,02	0,000	0,000	0,000	0,020	0,232	
					53	0,58	0,029	0,003	0,008	0,018	0,439	
		Hexapoda	Ephemeroptera	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	50	0,54	0,047	0,010	0,000	0,000	0,040
	<i>Tricorythopsis</i>				67	0,73	0,013	0,050	0,001	0,007	0,056	
	<i>Trichorythodes</i>				1	0,01	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000	
					35	0,38	0,003	0,003	0,034	0,037	0,267	
				Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i>	31	0,34	0,009	0,015	0,002	0,019	0,716
				<i>Askola</i>	2	0,02	0,000	0,000	0,005	0,005	1,000	
				<i>Massartela</i>	25	0,27	0,004	0,010	0,002	0,044	0,071	
				<i>Hylister</i>	5	0,05	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000	

		<i>Traverella</i>	4	0,04	0,000	0,000	0,000	0,020	0,261
		<i>Perissophlebiodes</i>	6	0,07	0,001	0,003	0,010	0,001	0,676
		<i>Ulmeritoides</i>	1	0,01	0,000	0,000	0,000	0,010	1,000
		<i>Miroculis</i>	12	0,13	0,001	0,000	0,000	0,037	0,022
		<i>Hagenulopsis</i>	36	0,39	0,000	0,000	0,007	0,058	0,014
	Calopterygidae		17	0,18	0,009	0,011	0,020	0,005	0,799
			4	0,04	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000
	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	8	0,09	0,000	0,040	0,000	0,000	0,019
	Heteragrionidae	<i>Oxystigma</i>	4	0,04	0,000	0,000	0,003	0,015	0,425
			35	0,38	0,000	0,027	0,001	0,037	0,123
		<i>Heteragrion</i>	141	1,53	0,018	0,067	0,007	0,117	0,008
	Megapodagrionidae	<i>Dimeragrion</i>	4	0,04	0,000	0,003	0,000	0,008	1,000
		<i>Philogenia</i>	26	0,28	0,006	0,021	0,000	0,021	0,521
			3	0,03	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000
	Perilestidae	<i>Perilestes</i>	12	0,13	0,001	0,003	0,000	0,038	0,056
			4	0,04	0,000	0,005	0,000	0,005	1,000
Odonata		<i>Castoraeschna</i>	5	0,05	0,000	0,000	0,002	0,032	0,062
	Aeshnidae	<i>Rhionaeschna</i>	3	0,03	0,000	0,000	0,000	0,030	0,071
		<i>Limnetron</i>	3	0,03	0,000	0,000	0,002	0,016	0,235
		<i>Staurophlebia</i>	1	0,01	0,000	0,000	0,000	0,010	1,000
			10	0,11	0,012	0,025	0,000	0,001	0,197
		<i>Archaeogomphus</i>	21	0,23	0,030	0,003	0,000	0,001	0,085
		<i>Cacoides</i>	1	0,01	0,000	0,000	0,000	0,010	1,000
	Gomphidae	<i>Cyanogomphus</i>	4	0,04	0,000	0,023	0,000	0,003	0,213
		<i>Epigomphus</i>	7	0,08	0,009	0,013	0,000	0,001	0,649
		<i>Gomphoides</i>	9	0,10	0,020	0,002	0,000	0,001	0,272
		<i>Phyllocycla</i>	1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000

		<i>Phyllogomphoides</i>	13	0,14	0,000	0,023	0,000	0,005	0,177
		<i>Praeviomphus</i>	1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000
		<i>Progomphus</i>	6	0,07	0,000	0,007	0,000	0,007	1,000
	Corduliidae	<i>Neocordulia</i>	4	0,04	0,000	0,003	0,000	0,023	0,184
			42	0,46	0,022	0,035	0,000	0,010	0,286
		<i>Brechmorhoga</i>	19	0,21	0,019	0,024	0,001	0,005	0,388
		<i>Elasmothermis</i>	1	0,01	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000
		<i>Erythrodiplax</i>	48	0,52	0,003	0,015	0,000	0,097	0,001
	Libellulidae	<i>Dasythemis</i>	18	0,20	0,007	0,022	0,001	0,011	0,438
		<i>Dythemis</i>	4	0,04	0,000	0,015	0,000	0,003	0,449
		<i>Idiataphe</i>	10	0,11	0,015	0,001	0,006	0,001	0,555
		<i>Macrothemis</i>	17	0,18	0,009	0,014	0,000	0,009	0,743
		<i>Planiplax</i>	1	0,01	0,000	0,000	0,000	0,010	1,000
		<i>Zenithoptera</i>	1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000
			4	0,04	0,000	0,000	0,008	0,003	1,000
		<i>Gripopteryx</i>	4	0,04	0,000	0,003	0,023	0,000	0,193
	Gripopterygidae	<i>Guaranyperla</i>	1	0,01	0,000	0,000	0,000	0,010	1,000
		<i>Paragripopteryx</i>	139	1,51	0,037	0,003	0,131	0,013	0,001
		<i>Tupiperla</i>	443	4,81	0,053	0,002	0,313	0,035	0,001
	Plecoptera		1	0,01	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000
		<i>Anacroneuria</i>	174	1,89	0,049	0,001	0,186	0,005	0,001
	Perlidae	<i>Enderleina</i>	9	0,10	0,000	0,001	0,000	0,027	0,110
		<i>Kempnyia</i>	30	0,33	0,003	0,000	0,045	0,018	0,062
		<i>Macrogynoplax</i>	22	0,24	0,004	0,000	0,007	0,038	0,096
	Gerridae		29	0,31	0,012	0,012	0,001	0,039	0,163
	Hemiptera	Hebridae	2	0,02	0,020	0,000	0,000	0,000	0,255
		Mesoveliidae	20	0,22	0,002	0,001	0,068	0,000	0,002

	Saldidae		1	0,01	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000
	Veliidae		44	0,48	0,014	0,000	0,043	0,018	0,163
	Blaberidae		30	0,33	0,030	0,000	0,047	0,000	0,048
	Belostomatidae		3	0,03	0,003	0,000	0,003	0,003	1,000
	Helotrephidae		14	0,15	0,000	0,017	0,000	0,017	0,445
	Naucoridae	<i>Limnocoris</i>	5	0,05	0,000	0,012	0,000	0,004	0,622
	Notonectidae		3	0,03	0,000	0,000	0,020	0,000	0,250
	Pleidae		19	0,21	0,000	0,076	0,000	0,003	0,002
	Curculionidae		1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000
	Dryopidae		1	0,01	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000
	Dysticidae		18	0,20	0,003	0,001	0,022	0,010	0,361
			3	0,03	0,000	0,013	0,000	0,003	0,622
		<i>Heterelmis</i>	256	2,78	0,018	0,080	0,116	0,079	0,113
		<i>Xenelmis</i>	35	0,38	0,000	0,007	0,000	0,143	0,001
		<i>Gênero A</i>	1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000
		<i>Hexacylloepus</i>	33	0,36	0,009	0,000	0,057	0,000	0,009
	Elmidae	<i>Microcylloepus</i>	1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000
		<i>Cylloepus</i>	54	0,59	0,031	0,002	0,024	0,001	0,234
		<i>Hexanchorus</i>	2	0,02	0,000	0,000	0,000	0,020	0,262
		<i>Macrelmis</i>	12	0,13	0,008	0,013	0,001	0,008	0,926
		<i>Neoelmis</i>	41	0,44	0,034	0,005	0,004	0,001	0,143
		<i>Phanocerus</i>	10	0,11	0,001	0,001	0,042	0,001	0,023
			3	0,03	0,000	0,003	0,013	0,000	0,602
	Gyrinidae	<i>Gyrinus</i>	3	0,03	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000
	Helophoridae	<i>Helophorus</i>	1	0,01	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000
			1	0,01	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000
	Hydrophilidae	<i>Helochares</i>	2	0,02	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000

		<i>Enochrus</i>	1	0,01	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000
		<i>Tropisternus</i>	1	0,01	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000
	Lampyridae		5	0,05	0,000	0,000	0,008	0,018	0,422
	Lutrochidae		4	0,04	0,000	0,000	0,020	0,000	0,258
	Noteridae		4	0,04	0,003	0,000	0,003	0,003	1,000
			2	0,02	0,000	0,005	0,000	0,005	1,000
	Psephenidae	<i>Ectopria</i>	1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000
		<i>Psephenus</i>	1	0,01	0,000	0,000	0,000	0,010	1,000
		<i>Suphisellus</i>	1	0,01	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000
	Scirtidae		4	0,04	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000
	Staphylinidae		6	0,07	0,015	0,000	0,002	0,007	0,649
	Torridincolidae		1	0,01	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000
Megaloptera	Corydalidae	<i>Corydalus</i>	19	0,21	0,005	0,000	0,034	0,001	0,063
Neuroptera	Osmylidae		1	0,01	0,000	0,000	0,000	0,010	1,000
	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	329	3,57	0,007	0,081	0,045	0,181	0,003
	Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i>	2	0,02	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000
	Helichopsychidae	<i>Helichopsyche</i>	20	0,22	0,009	0,000	0,001	0,046	0,010
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	13	0,14	0,001	0,000	0,049	0,001	0,006
			2	0,02	0,000	0,010	0,000	0,010	0,922
		<i>Blepharopus</i>	1	0,01	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000
Trichoptera		<i>Leptonema</i>	15	0,16	0,001	0,006	0,014	0,005	0,765
	Hydropsychidae	<i>Macronema</i>	8	0,09	0,000	0,000	0,000	0,050	0,002
		<i>Macrostemum</i>	4	0,04	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000
		<i>Smicridea</i>	237	2,57	0,156	0,002	0,126	0,002	0,001
		<i>Synoestropsis</i>	1	0,01	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000
			7	0,08	0,000	0,005	0,000	0,005	1,000
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000

		<i>Neotrichia</i>	15	0,16	0,012	0,024	0,001	0,003	0,254
		<i>Oxyethira</i>	1	0,01	0,000	0,000	0,010	0,000	1,000
			5	0,05	0,000	0,000	0,000	0,010	1,000
		<i>Atanatolica</i>	5	0,05	0,000	0,000	0,000	0,020	0,242
	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	56	0,61	0,003	0,027	0,014	0,053	0,147
		<i>Notalina</i>	59	0,64	0,000	0,024	0,000	0,094	0,001
		<i>Oecetis</i>	235	2,55	0,001	0,027	0,013	0,267	0,001
		<i>Triplectides</i>	416	4,51	0,007	0,072	0,042	0,216	0,001
	Lepidostomatidae	<i>Theliopsyche</i>	1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000
			2	0,02	0,000	0,005	0,000	0,005	1,000
	Limnephilidae	<i>Platycentropus</i>	1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	1	0,01	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	19	0,21	0,001	0,002	0,034	0,000	0,076
			1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000
		<i>Cyrnellus</i>	39	0,42	0,003	0,005	0,083	0,002	0,002
	Polycentropodidae	<i>Nyctiophylax</i>	8	0,09	0,001	0,013	0,005	0,000	0,449
		<i>Polycentropus</i>	54	0,59	0,011	0,079	0,002	0,008	0,007
		<i>Polyplectropus</i>	3	0,03	0,000	0,003	0,007	0,000	1,000
	Sericostomatidae	<i>Grumicha</i>	1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000
	Ceratopogonidae		19	0,21	0,000	0,044	0,002	0,011	0,037
	Chironomidae	<i>Stenochironomus</i>	217	2,36	0,045	0,147	0,029	0,050	0,007
	Chironominae		2461	26,71	0,157	0,314	0,125	0,195	0,011
	Culicidae		3	0,03	0,000	0,003	0,000	0,013	0,639
	Dixidae		6	0,07	0,000	0,000	0,030	0,000	0,071
	Empididae		19	0,21	0,008	0,008	0,013	0,016	0,966
	Ephydriidae		1	0,01	0,000	0,000	0,000	0,010	1,000
	Muscidae		1	0,01	0,000	0,010	0,000	0,000	1,000

	Orthoclaadiinae	129	1,40	0,057	0,034	0,020	0,017	0,316
	Simuliidae	988	10,72	0,134	0,002	0,281	0,005	0,001
	Syrphidae	1	0,01	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000
	Tabanidae	1	0,01	0,010	0,000	0,000	0,000	1,000
	Tanypodinae	919	9,97	0,099	0,235	0,083	0,200	0,011
	Tipulidae	38	0,41	0,076	0,000	0,013	0,000	0,004
Lepidoptera	Pyralidae	5	0,05	0,000	0,002	0,032	0,000	0,067

666