

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS - DCAm

**Efeitos de florestas ripárias em restauração em ecossistemas de riachos
tropicais numa paisagem agrícola**

Rogério Aparecido Libório

Orientador:

Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka

São Carlos – SP

2017

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS - DCAm

**Efeitos de florestas ripárias em restauração em ecossistemas de riachos
tropicais numa paisagem agrícola**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

São Carlos – SP
2017



Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado do candidato Rogério Aparecido Libório, realizada em 15/02/2017:

Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka
UFSCar

Prof. Dr. Frederico Yuri Hanai
UFSCar

Profa. Dra. Odete Rocha
UFSCar

Prof. Dr. Juliano José Corbi
EESC/USP

Profa. Dra. Maria Teresa Zugliani Toriato
UFSCar

*Para meus filhos Álvaro e Alice e
para a Fernanda, a mulher que
tanto amo.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, sem Ele nada disso seria possível.

Ao meu orientador, o Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka, a quem serei sempre grato por todo o cuidado e confiança. A ele, todo o meu respeito, admiração e gratidão.

À Fernanda, minha linda esposa, pelo companheirismo, apoio e paciência durante o desenvolvimento e realização deste trabalho. Te amo!

Aos meus pais, Benedito e Lourdes por todo o amor e carinho.

Aos docentes e funcionários do DCAM e PPGCAM/UFSCar pela simpatia e bom humor.

Ao sogro Nelson Paiola e sogra Maria Tereza (*in memoriam*) por sempre me apoiarem.

Ao técnico Luizinho Joaquim pela amizade e ajuda no campo.

Aos professores Odete Rocha, Juliano José Corbi e Danilo Muniz da Silva, pelas contribuições na minha qualificação.

A todos os amigos do Laboratório de Ecologia Aplicada e Geociências pelo convívio diário e boas conversas e risadas.

A todos que me ajudaram nos trabalhos de campo. As risadas foram ótimas!

A Maria Teresa Zugliani Toniato (Matê) pelas indicações das áreas restauradas utilizadas neste estudo.

Ao Hugo, pela ajuda na identificação de alguns Chironomidae.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento de parte do meu doutorado.

À Fundação de Amparo à pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro (processo n° 2013/19950-9).

A todos que estão nestas linhas e alguém que eventualmente posso ter esquecido. **MUITO OBRIGADO!**

RESUMO

A conversão de áreas naturais para as atividades humanas nas bacias hidrográficas é a principal causa da degradação de florestas ripárias, o que, conseqüentemente, diminui a integridade dos ecossistemas aquáticos. Assim a restauração de florestas ripárias tem sido recomendada como a melhor estratégia visando à recuperação de riachos em bacias desmatadas pelo uso e ocupação do solo. No Brasil, projetos de restauração de florestas ripárias ainda são recentes e pouco se conhece sobre os seus efeitos nos ecossistemas de riachos adjacentes. Este estudo avaliou os efeitos de florestas ripárias em restauração na qualidade da água e nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos de riachos, utilizando a abordagem de múltiplas escalas espaciais de investigação. Para a amostragem, foi utilizado o protocolo desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA). Foram comparados riachos com floresta ripária natural, floresta ripária em restauração e com zonas ripárias alteradas por pastagem ou gramíneas. Um trecho de 150 m foi definido em cada riacho e em cada trecho foram realizadas medidas da estrutura física dos habitats e da qualidade da água e amostragens de macroinvertebrados aquáticos. Na microbacia de cada riacho foi realizada a caracterização ambiental da paisagem para analisar o uso e ocupação do solo. A floresta ripária em restauração após 10 e 13 anos de implantação não afetou a qualidade da água e a diversidade biológica, sugerindo que a recuperação de riachos tropicais em resposta à restauração de florestas ripárias pode ser lenta em bacias hidrográficas fortemente alteradas pelas atividades humanas. O presente estudo preenche uma lacuna de conhecimento sobre os efeitos de florestas ripárias em restauração em riachos de paisagens rurais e sugere a necessidade de mais estudos e avaliações em longo prazo, integrando novos projetos de restauração de floresta ripária em bacias hidrográficas com diferentes intensidades

de degradação humana, para melhor se compreender os efeitos da implantação destes projetos na qualidade da água e comunidades aquáticas.

Palavras-chave: Monitoramento ambiental. Indicadores ambientais. Floresta ripária. Múltiplas escalas espaciais.

ABSTRACT

The conversion of natural areas to human activities in watersheds is the main cause of riparian forest degradation, which, consequently, decreases the integrity of aquatic ecosystems. Therefore, restoration of riparian forests has been recommended as the best strategy for the recovery of streams in watersheds deforested by land use and cover. In Brazil, projects of riparian forest restoration are still recent and little is known about their effects on adjacent streams ecosystems. This study evaluated the effects of riparian forest restoration on stream water quality and aquatic macroinvertebrate communities using the multiple spatial scales approach. Sampling was carried out using the field protocol developed by the Environmental Protection Agency of the United States of America (US-EPA). We compared streams with natural riparian forests, streams with riparian forests in restoration and streams with riparian zones covered by pasture or grasses. A 150m reach was defined in each stream, and measurements of the physical structure of habitats and water quality were made, as well as samples of aquatic macroinvertebrates. Land-use and cover of each stream sub-basin was carried out through an environmental characterization of the landscape. Riparian forest restoration did not affect stream water quality and biological diversity after 10 and 13 years of project implementation, suggesting that the recovery of tropical streams in response to riparian forest restoration may be slow in sub-basin heavily altered by human activities. The present study fills a knowledge gap on the effects of riparian restoration and suggests the need for further studies and long term evaluations integrating new riparian forest restoration projects in watersheds with different intensities of human degradation to better understand the effects of the implementation of these projects on the quality of stream water and aquatic communities.

Key-words: Environmental monitoring. Environmental indicators. Riparian forest. Multiple spatial scales.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos riachos amostrados e suas respectivas microbacias nos limites do município de Mineiros do Tietê – SP.....	25
Figura 2. Imagens representativas dos diferentes riachos utilizados no estudo, ano 2015.	26
Figura 3. Desenho esquemático da metodologia amostral, adaptada de KAUFMANN et al., (1999).	28
Figura 4. Exemplo da determinação da largura molhada e perfil do talvegue em um riacho natural. .	30
Figura 5. Exemplo da determinação da largura e altura sazonal do leito em um riacho natural.....	30
Figura 6. Esquema mostrando a medição do substrato nos transecto principais. Adaptado de KAUFMANN et al. (1999).	31
Figura 7. Exemplo de medição do ângulo da margem utilizando um clinômetro.....	31
Figura 8. Exemplo de amostragem dos macroinvertebrados utilizando-se amostrador Surber.	33
Figura 9. Porcentagem dos tipos de uso e ocupação do solo nas bacias dos riachos estudados. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com florestas ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.	39
Figura 10. Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis da morfologia do canal dos riachos estudados. A escala dos vetores é de -1 a 1 em ambos os eixos. Os riachos estão demarcados em vermelho. Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas. Símbolos dos vetores (Xdepth = profundidade média do talvegue (cm), SDdepth = desvio padrão da profundidade do talvegue (cm), CVdepth = coeficiente de variação da profundidade do talvegue (cm), Xwidth = largura média do talvegue (m), XWXD = largura média do talvegue x profundidade média do talvegue (cm), Xbkf_w = largura média sazonal do leito (m), Xbkf_h = altura média sazonal do leito (m), Xbk_a = ângulo médio da margem (graus), Xslope = declividade (%), Sinu = sinuosidade.....	43
Figura 11. Porcentagem dos tipos de mesohabitats encontrado nos riachos estudados. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.	44
Figura 12. Contribuição relativa de cada substrato inorgânico encontrado nos riachos estudados. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.	45
Figura 13. Porcentagem dos tipos de substrato orgânico encontrados nos riachos estudados. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.	46
Figura 14. Valores médios e desvio padrão da condutividade elétrica dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.	52

Figura 15. Valores médios e desvio padrão do Potencial Hidrogeniônico (pH) dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.....	53
Figura 16. Valores médios e desvio padrão das concentrações de fósforo total dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.....	54
Figura 17. Valores médios e desvio padrão das concentrações de fósforo dissolvido dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.	55
Figura 18. Valores médios e desvio padrão das concentrações de oxigênio dissolvido dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.	56
Figura 19. Valores médios e desvio padrão das concentrações de nitrato (NO_3^- -N) dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.....	57
Figura 20. Valores médios e desvio padrão das concentrações de nitrito (NO_2^- -N) dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.....	58
Figura 21. Valores médios e desvio padrão das concentrações de amônia (NH_3^+ -N) dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.	59
Figura 22. Valores médios e desvio padrão das concentrações de nitrogênio total dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.....	60
Figura 23. Média e desvio padrão da abundância de macroinvertebrados aquáticos nos diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.....	62
Figura 24. Média e desvio padrão da riqueza de táxons dos diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.....	67
Figura 25. Média e desvio padrão do índice de Shannon de macroinvertebrados aquáticos dos diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.....	68
Figura 26. Média e desvio padrão da abundância de Chironomidae dos diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.....	69
Figura 27. Média e desvio padrão da abundância de Oligochaeta dos diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.....	70
Figura 28. Abundância média e desvio padrão de táxons de EPT para os diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.....	72
Figura 29. Média e desvio padrão da proporção de táxons de EPT para os diferentes tipos de riacho e estações do ano.....	73
Figura 30. Média e desvio padrão da relação EPT:Chironomidade para os diferentes tipos de riacho e estações do ano.....	74
Figura 31. Resultados da análise de escalonamento multidimensional (MDS) comparando a composição das comunidades de macroinvertebrados entre tipos de riachos.....	76

Figura 32. Relação entre abundância de macroinvertebrados e a variável Morfo2 (riachos com maior largura do leito e menor declividade) nos riachos estudados durante a estiagem. A linha indica a regressão linear ajustada.....	83
Figura 33. Efeitos conjuntos da proporção de floresta ripária (RIPARIA) e a variável Morfo2 (riachos com maior largura do leito e menor declividade) no índice de diversidade de Shannon nas comunidades de macroinvertebrados dos riachos estudados no período de estiagem.	84
Figura 34. Relação entre (A): abundância média de EPT (em logaritmo neperiano) e (B): condutividade elétrica da proporção de gramíneas no leito dos riachos estudados durante a estiagem. O ponto em destaque refere-se ao riacho Agr2.....	85
Figura 35. Efeitos conjuntos da proporção de floresta ripária (RIPARIA) e de gramíneas (GRAM_USO) das microbacias na abundância de Chironomidae nos riachos estudados durante a estiagem.....	86
Figura 36. Relação entre a abundância de Oligochaeta e a variável LUI1 (índice 1 de uso e ocupação do solo) nos riachos estudados durante a estiagem. A linha indica a regressão linear ajustada.....	87
Figura 37. Relação entre as concentrações de oxigênio dissolvido e a proporção de sedimentos finos nos riachos estudados durante a estiagem. A linha indica a regressão linear ajustada.....	88
Figura 38. Relação entre as concentrações de fósforo total e a variável Morfo2 (riachos com maior largura do leito e menor declividade) nos riachos estudados no período de estiagem. A linha indica a regressão linear ajustada.....	89
Figura 39. Relação entre as concentrações de amônia e a variável LUI1 (índice 1 de uso e ocupação do solo) nos riachos estudados durante a estiagem. A linha indica a regressão linear ajustada.....	90
Figura 40. Relação entre índice de diversidade de Shannon (H') e a variável LUI1 (índice 1 de uso e ocupação do solo) nos riachos estudados no período chuvoso. A linha indica a regressão linear ajustada.....	91
Figura 41. Relação entre as concentrações de fósforo total e a variável LUI1 (índice 1 de uso e ocupação do solo) nos riachos estudados no período chuvoso. A linha indica a regressão linear ajustada.....	92
Figura 42. Relação entre as concentrações de amônia e a variável LUI1(índice 1 de uso e ocupação do solo) nos riachos estudados no período chuvoso. A linha indica a regressão linear ajustada.	93
Figura 43. Efeitos conjuntos da proporção de floresta ripária (RIPARIA) e de gramíneas nas microbacias (GRAM_USO) na condutividade elétrica (CE) dos riachos no período chuvoso.....	93
Figura 44. Resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para o período de estiagem indicando a ordenação dos riachos (A) e táxons (B) em relação as variáveis de uso e ocupação do solo e características dos riachos (em vermelho). Código para os táxons: Ana= <i>Anacroneturia</i> , Arg= <i>Argia</i> , Bae= <i>Baetodes</i> , Bez= <i>Bezzia</i> , Cer= <i>Ceratomyza</i> , Chim= <i>Chimarra</i> , Chi= <i>Chironomidae</i> , Cul= <i>Culicoides</i> , Dry= <i>Dryops</i> , Hem= <i>Hemerodromia</i> , Heta= <i>Hetaerina</i> , Hete= <i>Heterelmis</i> , Hex= <i>Hexacylloepus</i> , Lib= <i>Libellulidae</i> , Lim= <i>Limnocois</i> , Mar= <i>Marilia</i> , Nec= <i>Nectopsyche</i> , Nyc= <i>Nyctiophylax</i> ,	

Oli=Oligochaeta, Par=Paracloeodes, Phya=Phyllocycla, Phys=Phylloicus, Pol=Polyplectropus, Pro=Progomphus, Rha=Rhagovelia, Sim=Simulium, Smi=Smicridea, Tip=Tipulidae1, Tra=Traverhyphes, Tup=Tupiperla, Wal=Waltzoyphius.....95

Figura 45. Resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para o período chuvoso indicando a ordenação dos riachos (A) e táxons (B) em relação às variáveis de uso e ocupação do solo (em vermelho). Código para os táxons: Ana=Anacroneuria, Arg=Argia, Bae= Baetodes, Chi=Chironomidae, Cul=Culicoides, Hem=Hemerodromia, Heta=Hetaerina, Hete=Heterelmis, Lib=Libellulidae, Lim=Limnocois, Mac=Macrelmis, Mar=Marilia, Mor=Mortoniella, Oli=Oligochaeta, Par=Paracloeodes, Phy=Phyllocycla, Phyl=Phylloicus, Pol=Polyplectropus, Pro=Progomphus, Prot=Protoneura, Sim=Simulium, Smi=Smicridea, Tra=Traverhyphes, Tup=Tupiperla.....97

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Localização e ordem dos riachos avaliados neste estudo.....	25
Tabela 2. Área das bacias e valores das variáveis de uso e ocupação do solo usada nas análises. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restaurados, Agr = riachos agrícolas	39
Tabela 3. Valores do coeficiente de correlação de Pearson calculado entre variáveis de uso e ocupação do solo. Abreviações: LUI1 (índice de uso e ocupação do solo 1); LUI2 (índice de uso e ocupação do solo 2).....	40
Tabela 4. Valores das variáveis descritoras da morfologia e fluxo dos riachos estudados. Abreviações (Xdepth = profundidade média do talvegue, SDdepth = desvio padrão da profundidade do talvegue, CVdepth = coeficiente de variação da profundidade do talvegue, Xwidth = largura média do talvegue, XWXD = largura média do talvegue x profundidade média do talvegue, Xbkf_w = largura média sazonal do leito, Xbkf_h = altura média sazonal do leito, Xbk_a = ângulo médio da margem, Xslope = declividade, Sinu = sinuosidade, Nat = riachos naturais, Rest = riachos restaurados, Agr = riachos agrícolas.	41
Tabela 5. Valores do coeficiente de correlação de Pearson calculado entre variáveis que descrevem a morfologia do canal dos trechos estudados. Abreviações: SDdepth = desvio padrão da profundidade do talvegue, CVdepth = coeficiente de variação da profundidade do talvegue, Xwidth = largura média do talvegue, XWXD = largura média do talvegue x profundidade média do talvegue, Xbkf_w = largura média do leito sazonal, Xbkf_h = altura média do leito sazonal, Xbk_a = ângulo médio da margem, Xslope = declividade, Sinu = sinuosidade, Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.	42
Tabela 6. Variáveis descrevendo a complexidade do leito dos riachos em nível de mesohabitat e da composição do substrato. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas, Finos = proporção de sedimentos finos no leito, DGM = média geométrica do tamanho de partículas, XEmbed = grau de imersão no sedimento, Fast = corredeiras e cascatas, Dmeso = dominância de mesohabitats.....	47
Tabela 7. Valores do coeficiente de correlação de Pearson calculado entre variáveis que descrevem a complexidade do leito dos riachos estudados. Abreviações: Finos = proporção de sedimentos finos no leito, DGM = média geométrica do tamanho de partículas, Fast = corredeiras e cascatas, Dmeso = dominância de mesohabitats.....	48
Tabela 8. Valores do coeficiente de correlação de Pearson calculado entre variáveis descrevendo o uso do solo e as características físicas dos riachos estudados. Abreviações: Morf1 = riachos mais sinuoso, mais raso e com menor vazão, Morfo2 = riachos mais largos e com menor declividade, Fast = corredeiras e cascatas, Dmeso = dominância de mesohabitats, XEmbed = grau de imersão no sedimento, Finos = proporção de sedimentos finos no leito, DGM = média geométrica do tamanho de partículas, Gram-S = proporção de gramíneas no leito dos riachos, Gram-Use = proporção de gramíneas na bacia, LUI1 = índice 1 de uso e ocupação do solo.....	50

Tabela 9. Resultado da ANOVA de dois fatores comparando a condutividade elétrica em diferentes tipos de riachos e estações do ano.....	52
Tabela 10. Resultado da ANOVA de dois fatores comparando a variação do Potencial Hidrogeniônico (pH) em diferentes tipos de riachos e estações do ano.....	53
Tabela 11. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação de fósforo total em diferentes tipos de riachos e estações do ano..	54
Tabela 12. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação do fósforo dissolvido em diferentes tipos de riachos e estações do ano.	55
Tabela 13. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a oxigênio dissolvido em diferentes tipos de riachos e estações do ano.	56
Tabela 14. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação de nitrato em diferentes tipos de riachos e estações do ano..	57
Tabela 15. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação de nitrito em diferentes tipos de riachos e estações do ano.	58
Tabela 16. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação de amônia em diferentes tipos de riachos e estações do ano.	59
Tabela 17. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação de nitrogênio total em diferentes tipos de riachos e estações do ano.	60
Tabela 18. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a abundância das comunidades de macroinvertebrados em diferentes tipos de riachos e estações do ano.....	62
Tabela 19. Abundância relativa de táxons (%) dos diferentes tipos de riachos no período de estiagem.....	63
Tabela 20. Abundância relativa de táxons (%) nos diferentes tipos de riachos no período chuvoso....	65
Tabela 21. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando riqueza de espécie dos três tipos de riachos estudados, em duas estações do ano.	67
Tabela 22. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando o índice de Shannon dos três tipos de riachos estudados, em duas estações do ano.	68
Tabela 23. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando abundância de Chironomidae dos três tipos de riachos estudados, em duas estações do ano.....	69
Tabela 24. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a abundância de Oligochaeta dos três tipos de riachos estudados, em duas estações do ano.....	70
Tabela 25. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando os efeitos do tipo de riacho e estação do ano na abundância total de táxons EPT nos riachos estudados.....	72

Tabela 26. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando os efeitos do tipo de riacho e estação do ano na abundância relativa de táxons EPT nos riachos estudados.....	73
Tabela 27. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando os efeitos do tipo de riacho e estação do ano na riqueza de gêneros de EPT nos riachos estudados.....	74
Tabela 28. Resultados da PERMANOVA comparando a composição das comunidades de macroinvertebrados nos diferentes tipos de riachos estudados (natural, em restauração e agrícola) em diferentes estações do ano (estiagem e chuvoso).....	76
Tabela 29. Táxons com maior contribuição à dissimilaridade entre riachos naturais e com floresta ripária em restauração. A dissimilaridade média entre eles foi de 55,26%. Os valores em negrito indicam onde o táxon foi mais abundante.....	77
Tabela 30. Táxons com maior contribuição à dissimilaridade entre riachos naturais e agrícolas. A dissimilaridade média entre eles foi de 63,45%. Os valores em negrito indicam onde o táxon foi mais abundante.....	78
Tabela 31. Resultados da análise de regressão múltipla passo-a-passo avaliando o efeito do uso e ocupação do solo e características dos riachos nos indicadores de qualidade da água dos riachos estudados no período de estiagem (LnAbund = Abundância de macroinvertebrados; LnChiro = abundância de Chironomidae; LnOligo = abundância de Oligochaeta; OD = oxigênio dissolvido; PT = fósforo total).....	82
Tabela 32. Resultados da análise de regressão múltipla passo-a-passo avaliando o efeito do uso e ocupação do solo nos indicadores de qualidade da água dos riachos estudados no período chuvoso (LUI = Índice 1 de uso e ocupação do solo; PT = fósforo total).....	91

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	18
OBJETIVOS	22
MATERIAIS E MÉTODOS	23
Área de estudo	23
Amostragem de campo	27
Caracterização ambiental da paisagem	27
Avaliação da estrutura física do habitat	29
Avaliação da qualidade da água	32
Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos	32
Análise de dados	34
RESULTADOS	38
Caracterização ambiental da paisagem	38
Avaliação da estrutura física do habitat	40
Avaliação da qualidade da água	50
Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos	61
Relação entre características da bacia e dos riachos e indicadores de qualidade da água dos riachos	80
Influência das variáveis do uso e ocupação do solo e das características dos riachos sobre a composição das comunidades de macroinvertebrados	94
DISCUSSÃO	98
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105
APÊNDICE	113

INTRODUÇÃO

A conversão de áreas naturais para as atividades humanas tem ameaçado a integridade ecológica dos ecossistemas naturais, principalmente em regiões tropicais em desenvolvimento, onde as taxas de desmatamentos ainda são alarmantes (RAMÍREZ et al., 2008). No Brasil, muitas áreas de florestas foram destruídas para dar lugar às atividades humanas, principalmente nas regiões mais desenvolvidas do país. Por exemplo, no Estado de São Paulo, a cobertura florestal original que chegou a ocupar mais de 80% de seu território, hoje está reduzida a cerca de 13% (RODRIGUES et al., 2008), a maior parte em propriedades rurais privadas, constituídas de fragmentos florestais isolados e severamente alterados (SILVA & TABARELLI, 2000). Estas alterações geralmente incluem a destruição de florestas ripárias, que têm fundamental importância na proteção dos ecossistemas de riachos. Estima-se que, apenas no Estado de São Paulo, grandes extensões de zonas ripárias estão desmatadas, ocupadas por gramíneas exóticas ou sendo utilizadas indevidamente para as atividades de produção (RODRIGUES et al., 2008).

Consideradas como importante interface entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, as zonas ripárias agem como áreas críticas de interação entre os ecossistemas aquáticos e a bacia hidrográfica (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997; NAIMAN et al., 2005). Quando florestadas, as zonas ripárias interceptam contaminantes e influenciam o processamento de nutrientes nos corpos d'água; controlam a temperatura da água, a erosão das margens e o assoreamento do canal; a floresta ripária libera detritos orgânicos como folhas, galhos e frutos para dentro dos riachos, proporcionando maior diversidade de habitats no canal e redes alimentares mais diversificadas para as comunidades aquáticas, contribuindo para aumentar a

biodiversidade destes ecossistemas (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997; PUSEY & ARTHINGTON 2003; NAIMAN et al., 2005). Na escala da bacia hidrográfica, as florestas ripárias funcionam como corredores que facilitam o fluxo de matéria, energia e biota entre fragmentos (GONZÁLEZ-DEL-TÁNAGO et al., 2006).

Por outro lado, riachos desmatados são geralmente mais estreitos e simplificados, apresentando muito sedimento fino e pouco material vegetal no leito, poucas obstruções, pouca diversidade de habitats e mesohabitats de fluxo rápido, temperaturas mais elevadas, picos de enchentes, altas concentrações de nutrientes na água e diversidade biológica reduzida (ALLAN, 2004; SWEENEY et al., 2004; JACKSON et al., 2015). Além disso, a destruição das florestas ripárias compromete importantes serviços ecossistêmicos promovidos pelos ambientes aquáticos para o bem estar humano, como a capacidade de produzir alimentos, suprir água, manter a biodiversidade terrestre, controlar doenças e proporcionar valores estéticos, culturais e espirituais (COSTANZA et al., 1997). Portanto, estratégias visando à proteção e recuperação dos ecossistemas aquáticos em bacias hidrográficas degradadas são importantes, o que representa um grande desafio para os gestores públicos (KUNTSCHIK et al., 2010).

A restauração ecológica tem tido avanços significativo em todo o mundo, contribuindo para a recuperação de ecossistemas degradados tornando-se uma estratégia importante de manejo, recuperação e conservação de ecossistemas (OLIVEIRA & ENGEL, 2011). No Brasil, a restauração ecológica vem contribuindo para a recuperação da biodiversidade tropical e para o uso sustentável da terra (OVERBECK et al., 2013). No Estado de São Paulo, algumas iniciativas públicas já foram estabelecidas, principalmente de recuperação de florestas ripárias devido à sua reconhecida importância para os ecossistemas aquáticos. Entre

os anos de 2000 a 2011, vários projetos de restauração de florestas ripárias foram executados por meio de iniciativas como o Programa Estadual Microbacias Hidrográficas (PEMBH) e o Projeto de Recuperação de Matas Ciliares (PRMC), com os objetivos de recuperar os ecossistemas aquáticos em bacias alteradas pelas atividades humanas, bem como desenvolver instrumentos, metodologias e estratégias para viabilizar a restauração de florestas ripárias no Estado. Além destas iniciativas, em 2009 foi criado o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, com meta de recuperar 15 milhões de hectares do Bioma Mata Atlântica até 2050, incluindo as florestas ripárias (MELO et al., 2013).

Diante dos recentes esforços em restaurar as florestas ripárias, em particular no Estado de São Paulo, surgiu a necessidade de estudos de monitoramento para saber como estes projetos estão influenciando os ecossistemas aquáticos. O monitoramento é uma etapa importante em projetos de restauração ecológica, pois revela se seus objetivos estão sendo alcançados (RIGUEIRA & MARIANO-NETO, 2013). Por exemplo, COLLINS et al. (2013), encontraram resultados pouco consistentes dos efeitos de trechos de zona ripária restaurados na qualidade da água e comunidades de macroinvertebrados aquáticos de riachos da Nova Zelândia após duas décadas de implantação dos projetos. NILSSON et al. (2015), revisaram 18 estudos de riachos boreais restaurados e concluíram que a recuperação do substrato e das comunidades biológicas nestes riachos podem levar décadas ou mesmo séculos para acontecer, e recomendam o monitoramento em longo prazo para identificar algum sucesso de recuperação. Para as regiões tropicais, ainda desconhecemos os efeitos das florestas ripárias em restauração para os ecossistemas de riachos devido à pouca idade dos projetos e à falta de monitoramento destas áreas.

Os ecossistemas de riachos são reconhecidos como sistemas hierárquicos e são influenciados por fatores operando em múltiplas escalas espaciais, nas quais variáveis na escala da paisagem ou da bacia hidrográfica podem afetar os sistemas aquáticos direta ou indiretamente por limitar outras variáveis em escalas menores (FRISSELL et al., 1986). Assim, bacias alteradas pelas atividades humanas podem influenciar a condição da floresta ripária, dos riachos e de suas comunidades biológicas em escala local através de processos operando em diferentes escalas espaciais e temporais (ALLAN 2004; ALLAN & CASTILLO et al., 2007). Neste contexto, a abordagem de múltiplas escalas espaciais de observação pode ajudar a avaliar a influência da floresta ripária em restauração e da bacia hidrográfica nas condições dos riachos e nas suas comunidades aquáticas, e determinar o sucesso dos projetos em recuperar a integridade e biodiversidade dos riachos.

OBJETIVO GERAL

Sendo assim, o objetivo geral do presente estudo foi avaliar os efeitos de florestas ripárias em restauração com idade de 10 e 13 anos na qualidade da água e nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos de riachos tropicais. Para tanto, as seguintes hipóteses foram formuladas:

Hipótese 1:

Florestas ripárias em restauração recuperam a qualidade da água de riachos em paisagens rurais.

Hipótese 2:

Os efeitos de florestas ripárias em restauração nos riachos dependem da condição ambiental da bacia hidrográfica.

Hipótese 3:

Florestas ripárias em restauração recuperam as comunidades de macroinvertebrados aquáticos.

Hipótese 4:

Florestas ripárias em restauração recuperam a heterogeneidade e complexidade do leito dos riachos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi realizado em nove riachos de baixa ordem localizados nas proximidades do município de Mineiros do Tietê, região central do Estado de São Paulo (Figura 1), em uma paisagem fortemente modificada pelo plantio de cana-de-açúcar e urbanização. Dos nove riachos, três apresentam remanescentes naturais de floresta ripária, e foram denominados riachos naturais (Nat1, Nat2 e Nat3), três apresentam floresta ripária em restauração, e foram denominados riachos com floresta ripária em restauração (Rest1, Rest2 e Rest3) e três apresentam zonas ripárias alteradas por pastagem ou gramíneas invasoras, e foram denominados riachos agrícolas (Agr1, Agr2 e Agr3) (Figura 2; Tabela 1). Em relação aos riachos naturais (Nat), os trechos amostrados em Nat1 e Nat3 foram de primeira ordem e estavam próximos às nascentes; o trecho no Nat2 foi de segunda ordem, apresentando remanescentes de floresta ripária e pequenos represamentos à montante. Nos riachos com floresta ripária em restauração (Rest), o trecho amostrado no Rest1 foi de segunda ordem, com trechos de floresta ripária em restauração e pequenos represamentos à montante; o trecho amostrado no Rest2 foi de primeira ordem, apresentando trechos de floresta ripária em restauração e um pequeno fragmento de floresta natural à montante; o trecho amostrado no Rest3 foi de segunda ordem, com trechos com floresta ripária em restauração, trechos desmatados de zona ripária e invadidos por gramíneas, forte erosão das margens e represamentos à montante. Em relação aos riachos agrícolas (Agr), o trecho amostrado no Agr1 foi de segunda ordem, com trechos desmatados de zona ripária e invadidos por gramíneas, além de um pequeno remanescente de floresta natural à montante; o trecho amostrado no Agr2 era de primeira ordem e à montante apresentava trechos fragmentados de

floresta ripária e um pequeno represamento; o trecho amostrado no Agr3 era de segunda ordem, com trechos desmatados de zona ripária, invadidos por gramíneas ou alagados à montante.

Os riachos são afluentes da Microbacia Hidrográfica do Ribeirão São João (Nat1, Nat2, Nat3; Rest1, Rest2, Rest3; Agr3) e da Microbacia Hidrográfica da Ave Maria (Agr1, Agr2). Ambas as microbacias integram a Bacia Hidrográfica do Rio Tietê e fazem parte da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI Tietê – Jacaré. A microbacia hidrográfica do Ribeirão São João está entre as microbacias escolhidas para o desenvolvimento do Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas (PEMBH) e também foi uma das 15 microbacias do Estado de São Paulo selecionadas para integrar o Projeto de Recuperação de Matas Ciliares (PRMC) (IGNÁCIO et al., 2007). Os riachos com floresta ripária em recuperação utilizados neste estudo tiveram seus projetos implantados entre 2004 e 2007 com apoio financeiro do PEMBH, PRMC e Fundação SOS Mata Atlântica.

Segundo a classificação climática de Köppen, o clima da região é Cwa (tropical de altitude com invernos secos ou pouco chuvosos e verões quentes e úmidos). O total de chuvas do mês mais seco é menor que 30 mm e a precipitação média anual da região é de aproximadamente 1.350 mm; a temperatura do mês mais quente situa-se acima de 22°C e a do mês mais frio abaixo de 18 °C (ATTANASIO et al., 2012).

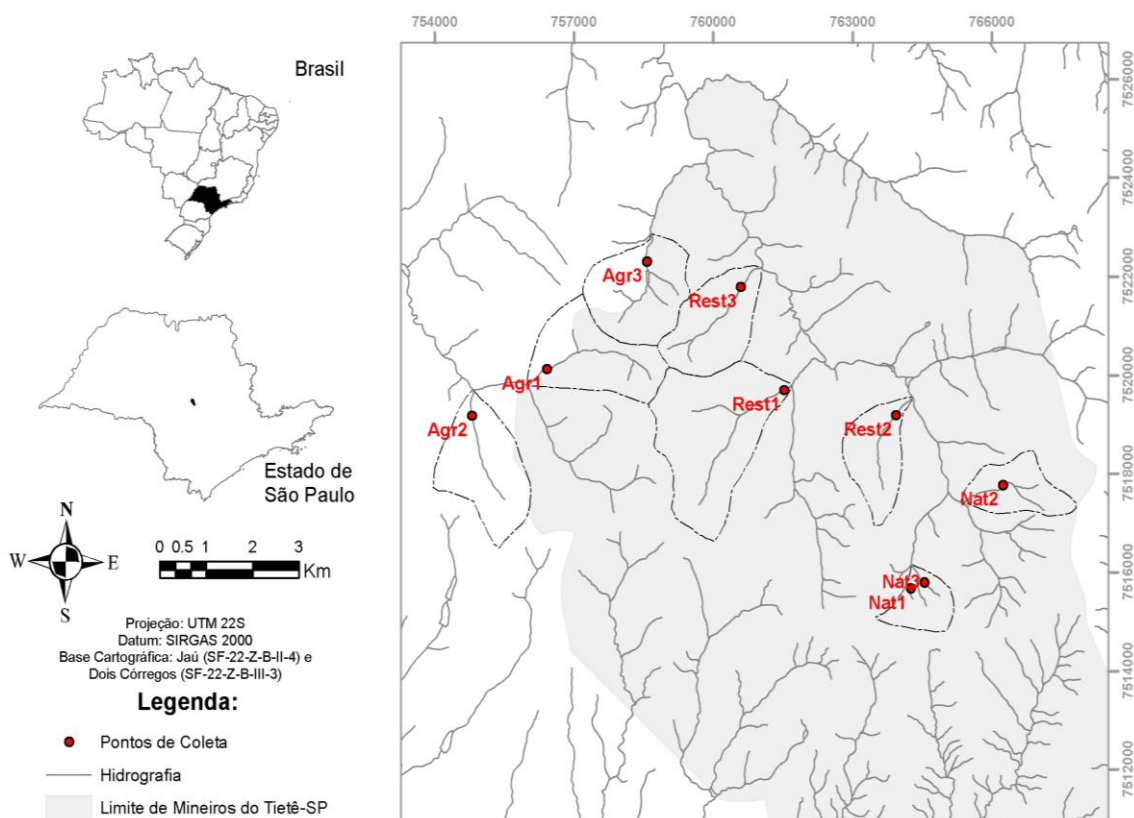


Figura 1. Localização dos riachos amostrados e suas respectivas microbacias nos limites do município de Mineiros do Tietê – SP.

Tabela 1. Localização e ordem dos riachos avaliados neste estudo.

Bacia	Riacho	Latitude	Longitude	Ordem
Ribeirão São João	Natural 1	22°26'42.12"S	48°25'56.98"O	1
Ribeirão São João	Natural 2	22°25'31.67"S	48°24'47.58"O	2
Ribeirão São João	Natural 3	22°26'37.94"S	48°25'45.10"O	1
Ribeirão São João	Restaurado 1	22°24'31.16"S	48°26'10.50"O	2
Ribeirão São João	Restaurado 2	22°24'46.57"S	48°29'18.12"O	1
Ribeirão São João	Restaurado 3	22°23'26.23"S	48°28'09.25"O	2
Ribeirão da Ave	Agrícola 1	22°24'21.51"S	48°30'32.46"O	2
Ribeirão da Ave	Agrícola 2	22°24'53.56"S	48°31'29.07"O	1
Ribeirão São João	Agrícola 3	22°23'9.02"S	48°29'18.12"O	2



Natural 1



Natural 2



Natural 3



Restaurado 1



Restaurado 2



Restaurado 3



Agrícola 1



Agrícola 2



Agrícola 3

Figura 2. Imagens representativas dos diferentes riachos utilizados no estudo, ano 2015.

Caracterização ambiental da paisagem

Para a caracterização ambiental e análise de uso e ocupação do solo das microbacias dos riachos estudados foram utilizadas cartas topográficas dos municípios de Jaú (folha SF-22—Z-B-II-4) e de Dois Córregos (folha SF-22-Z-B-III-3) na escala 1:50.000, produzidas por Brasil IBGE (1973; 1974). A hipsometria e hidrografia foram digitalizadas com base nas cartas topográficas utilizando o software ArcGis® 10.2. Para cada riacho, a área da microbacia foi delimitada a partir dos divisores topográficos nas cartas de hipsometria. O mapeamento dos usos e ocupações do solo foi realizado com as imagens de satélites obtidas pelo software Google Earth Pro, datadas de 27 de outubro de 2013. O uso e ocupação do solo foram inicialmente classificados em 10 categorias: estradas, infraestrutura urbana, silvicultura, agricultura (na região, 100% ocupada pelo cultivo de cana-de-açúcar), pastagem, floresta ripária, floresta ripária restaurada, gramíneas (incluindo tanto pasto abandonado, como também gramíneas de áreas úmidas), vegetação natural na bacia e corpos d'água (incluindo ambientes lênticos como lagos e pequenas represas).

Amostragem de campo

Este estudo foi realizado em 2015, em duas campanhas de coleta, uma no período chuvoso e outra no período de estiagem para maior abrangência dos efeitos da restauração da floresta ripária nos riachos. Para a amostragem e avaliação dos habitats, utilizamos as abordagens descritas pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (US-EPA) (KAUFMANN et al., 1999). Em cada riacho, um trecho de 150 m foi dividido em 11 transectos transversais equidistantes (A-K) (Figura 3). Em cada transecto, e nos espaços entre

eles, foram realizadas medições das características físicas dos habitats, da qualidade da água e amostragens de macroinvertebrados bentônicos. Maiores detalhes sobre cada método encontram-se descritos nas seções abaixo.

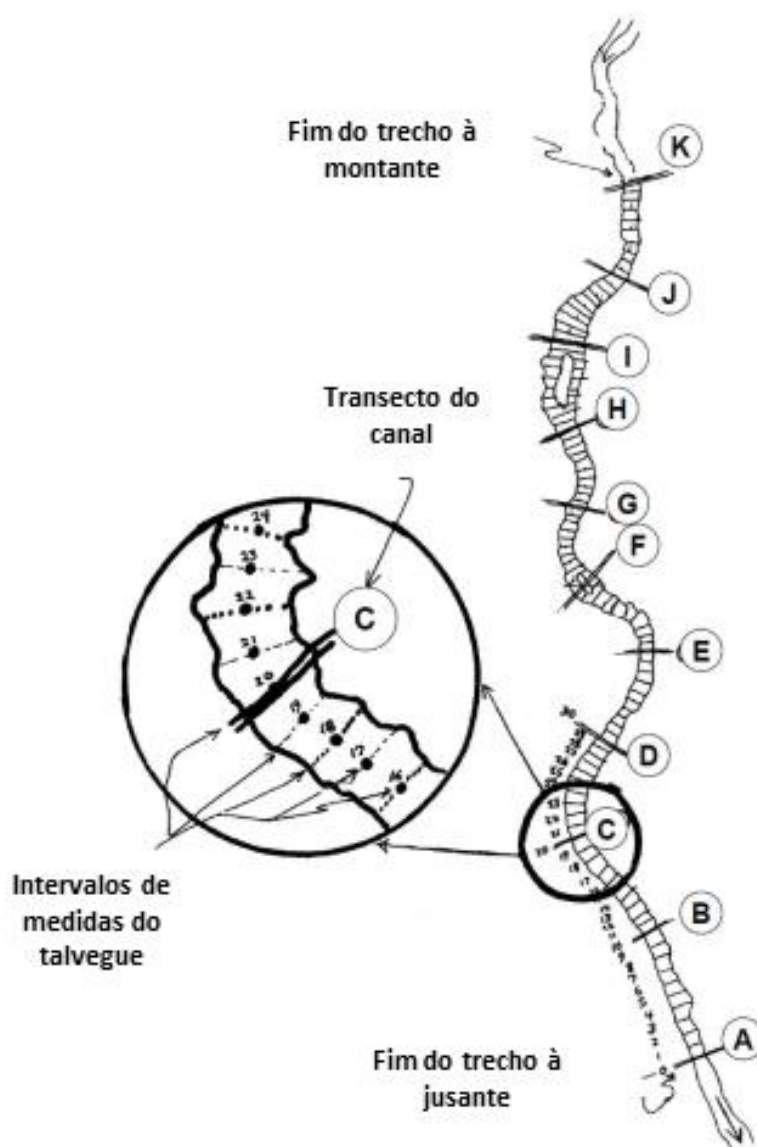


Figura 3. Desenho esquemático da metodologia amostral, adaptada de KAUFMANN et al. (1999).

Avaliação da estrutura física do habitat

Nos 11 transectos principais de cada trecho foram realizadas descrições detalhadas da estrutura física do riacho seguindo os procedimentos descritos por KAUFMANN et al. (1999). Medidas da largura molhada, perfil do talvegue (também medidas entre transectos), largura e altura do leito sazonal foram realizadas para caracterizar as dimensões do canal (Figuras 4 e 5).

A declividade da superfície da água foi medida entre os transectos (A-K) usando uma mangueira de nível e a somatória do produto entre desníveis foi usada para calcular a declividade do trecho. A sinuosidade de cada trecho foi determinada dividindo o comprimento do talvegue do canal pela distância em linha reta entre os extremos do canal.

Em cinco pontos (0%, 25%, 50%, 75% e 100%) da largura molhada dos 11 transectos principais e em transectos intermediários, o substrato foi determinado pelo tamanho das partículas encontradas (KAUFMANN et al., 1999) (Figura 6). As classes de substratos utilizadas foram rocha (> 4000 mm), matacão (> 250 a 4000 mm), bloco (> 64 a 250 mm), cascalho grosso (> 16 a 64 mm), cascalho fino (> 2 a 16 mm), areia (> 0,06 a 2 mm) e finos (< 0,06 mm).

O ângulo da margem foi medido nos 11 transectos com um clinômetro (Figura 7); a velocidade da água foi medida nos transectos em que os macroinvertebrados foram amostrados usando-se um molinete fluviométrico posicionado a 60% da profundidade máxima do local; a vazão dos riachos foi medida usando-se o Flowtracker ADV® (Acoustic Doppler Velocimeter) desenvolvido pela Sontek.



Figura 4. Exemplo da determinação da largura molhada e perfil do talvegue em um riacho natural.



Figura 5. Exemplo da determinação da largura sazonal do leito e altura sazonal em um riacho natural.

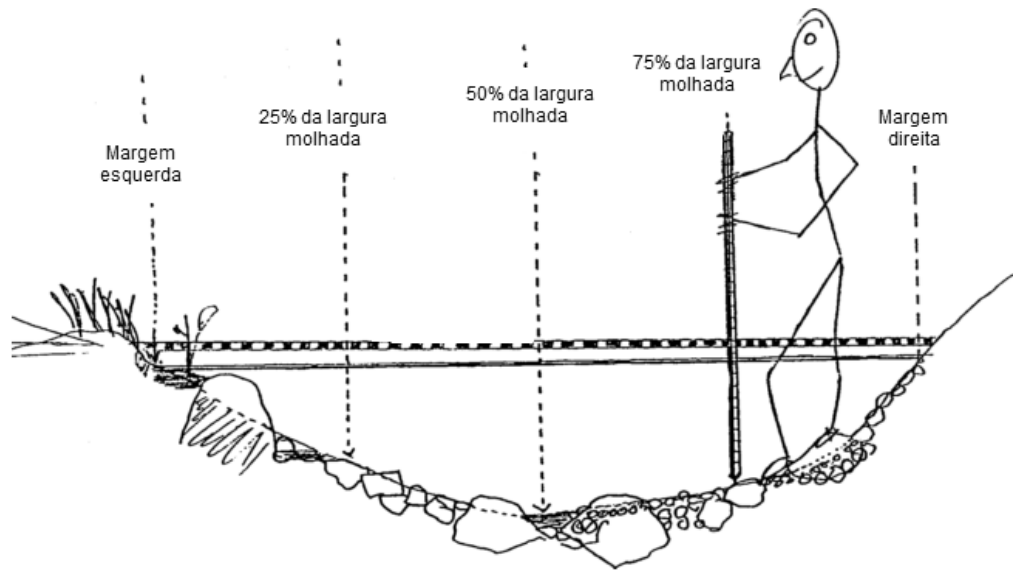


Figura 6. Esquema mostrando a medição do substrato nos transectos principais. Adaptado de KAUFMANN et al. (1999).



Figura 7. Exemplo de medição do ângulo da margem utilizando um clinômetro.

Avaliação da qualidade da água

As características físicas e químicas da água foram determinadas por meio de medições *in situ*, usando as sondas multiparâmetros YSI modelo 63 e a sonda YSI modelo 550A. As variáveis medidas foram: temperatura, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido. Foram coletadas também duas amostras de água (nos transectos A e K) para se determinar as concentrações de fósforo total, fósforo dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitrito-N, nitrato-N e nitrogênio total. A coleta, acondicionamento e conservação das amostras de água, assim como as análises, seguiram métodos especificados em “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005).

Avaliação das comunidades de macroinvertebrados aquáticos

Os macroinvertebrados aquáticos foram coletados em nove dos 11 transectos principais (transectos B até J; Figura 8), utilizando-se um amostrador Surber de malha de 250 μ m e área de 0,09m². No transecto B, o ponto para amostragem foi definido de forma aleatória, representando uma das posições: Esquerda (E), Centro (C) ou Direita (D) da área molhada do riacho. Definida a primeira posição, as próximas nos transectos subsequentes seguiram a ordem esquerda, centro e direita em um padrão zig-zag (PECK et al., 2006). As amostras coletadas foram fixadas em campo com solução de formol 10% e levadas para o laboratório. Posteriormente, as amostras foram lavadas em peneira de 250 μ m de malha e depois triadas em bandejas transiluminadas para a separação dos macroinvertebrados. Os macroinvertebrados encontrados foram fixados e preservados em álcool 70%, para posterior identificação até nível taxonômico de família e gênero, com o auxílio chaves de identificação

especializadas. Os macroinvertebrados também foram classificados segundo o seu grupo funcional de alimentação de acordo com (CUMMINS et al., 2005).

A estrutura das comunidades foi descrita através da riqueza de táxons, índice de diversidade de Shannon (CHAO & SHEN, 2003), índice de Gini-Simpson (JOST, 2007), abundância total e equitabilidade de Pielou, além das abundâncias Chironomidae, EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), razão entre as abundâncias de EPT e Chironomidae (EPT/Chironomidae), riqueza de táxons de EPT e proporção de EPT. Os dados de abundância foram transformados para $\ln(x+1)$ para se obter homogeneidade de variâncias.



Figura 8. Exemplo de amostragem dos macroinvertebrados utilizando-se amostrador Surber.

Análise de dados

Para avaliar a influência do uso e ocupação do solo e das características dos riachos na qualidade da água e comunidades de macroinvertebrados aquáticas, diferentes conjuntos de variáveis independentes foram estudados com o propósito de encontrar possíveis correlações e determinar quais teriam maior potencial explicativo, baseado em relações de causa a partir da literatura.

Inicialmente, o uso e ocupação do solo foram classificados em 10 categorias (já descritas na caracterização ambiental da paisagem), a partir das quais duas novas categorias foram calculadas: urbano (estradas + infraestrutura urbana) e floresta ripária (floresta ripária + floresta ripária restaurada).

Para avaliar os impactos de alterações do uso e ocupação do solo na qualidade da água dos riachos, calculamos dois índices de uso e ocupação do solo (Land Use Index - LUI). O primeiro foi proposto por OMETO et al. (2000), e avalia alterações no uso e ocupação do solo a partir da porcentagem de ocupação de cada categoria na bacia hidrográfica:

$$LUI = 0,20 \times Pasto + 0,25 \times Anuais + 0,30 \times Silvicultura + 0,50 \times Cana\ de\ açúcar + 5,00 \times Urbano$$

Como não foi encontrada agricultura de plantas anuais nas microbacias estudadas, esta categoria foi desconsiderada no índice; no caso da cana-de-açúcar, toda a porcentagem de agricultura foi devida a este tipo de cultura, então o índice foi modificado para a seguinte forma:

$$LUI1 = 0,20 \times Pasto + 0,30 \times Silvicultura + 0,50 \times Agricultura + 5,00 \times Urbano$$

O segundo índice (LUI2) foi proposto originalmente por RAWER-JOST et al. (2004), para avaliar as condições de referência de riachos na Alemanha:

$$LUI2 = 4 \times Urbano + 2 \times Agricultura + Pastagem$$

Este índice é o mesmo usado por LIGEIRO et al. (2013), como um índice de perturbação ao nível de bacias (*catchment disturbance index* - CDI) para calcular seu índice de perturbação integrada.

A partir dos dados de uso e ocupação do solo, foram selecionadas e calculadas as seguintes variáveis para a análise: LUI1, LUI2, proporção de gramíneas e proporção de floresta ripária. As gramíneas foram incluídas porque boa parte da área ocupada por estas plantas era próxima aos riachos, complementando as florestas ripárias, incluindo não apenas áreas de pasto abandonado, mas também áreas úmidas e com ocorrência de espécies características, todas elas de grande porte (até 2 m de altura). Sendo assim, numa escala local, tanto florestas ripárias quanto gramíneas podem influenciar a qualidade da água de riachos, contrabalanceando efeitos das atividades humanas em maiores escalas espaciais (OSBORNE & KOVACIC, 1993, TANAKA et al., 2016).

Nas variáveis descritoras da morfologia dos riachos, foram calculados o desvio padrão e o coeficiente de variação das profundidades medidas no talvegue, por serem variáveis que comumente influenciam as comunidades de macroinvertebrados nos riachos (KAUFMANN et al., 1999). Além disso, foi calculada a variável XWXD (largura média do talvegue ×

profundidade média do talvegue), por ser variável importante influenciando a diversidade de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em riachos estudados em Minas Gerais, (LIGEIRO et al., 2013). Em relação ao tamanho das partículas do substrato, foi calculada a média geométrica do tamanho de partículas (DGM), um importante indicador do tamanho médio do substrato devido a processos sedimentológicos (FAUSTINI & KAUFMANN, 2007) e também para a fauna (LIGEIRO et al., 2013).

Portanto, cinco conjuntos de variáveis independentes medidas em diferentes escalas espaciais estavam disponíveis: 1) uso e ocupação do solo ao nível da microbacia, 2) morfologia e vazão dos canais dos riachos, 3) variação na composição de mesohabitats, 4) granulometria do leito dos riachos, 5) composição dos substratos orgânicos no leito dos riachos (Apêndice A). Para cada conjunto de dados, foi feita uma análise de correlação usando-se o coeficiente de correlação de Pearson para se tentar reduzir o número de variáveis dentro de cada conjunto. No caso específico das variáveis de morfologia e vazão dos riachos, a correlação entre variáveis possíveis (11 variáveis) foi muito baixa, então foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para se reduzir a dimensionalidade do conjunto de variáveis. Os dados foram previamente normalizados para média = 0 e desvio padrão = 1. O procedimento de seleção de *broken stick* foi usado para determinar o número máximo de eixos a serem interpretados (JACKSON, 1993). Ao final do processo, as variáveis representativas de cada conjunto de dados foram analisadas conjuntamente para se avaliar possíveis correlações entre elas e evitar multicolinearidade, usando-se o coeficiente de correlação de Pearson (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012).

As variáveis resultantes foram usadas como variáveis independentes em modelos de regressão múltipla passo-a-passo para frente (*stepwise forward*) para determinar sua

influência nos indicadores das comunidades de macroinvertebrados e também nas variáveis químicas de qualidade da água. Para determinar a influência do uso e ocupação do solo e das características dos riachos na composição das comunidades de macroinvertebrados, foi usado a Análise de Correspondência Canônica (CCA) (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012). Os táxons com abundância menor que 5,0 foram descartados, e as abundâncias foram transformadas para $\ln(x+1)$ para reduzir a influência de táxons dominantes. Para analisar os dados do período chuvoso, como as variáveis das características dos riachos não foram obtidas, apenas as variáveis de uso e ocupação do solo foram utilizadas tanto nos modelos de regressão múltipla quanto na CCA.

Para avaliar se existem diferenças na estrutura das comunidades de macroinvertebrados aquáticos e na qualidade da água entre tipos de riachos e se estas diferenças dependem da estação do ano (estiagem e chuvosa), foram realizadas análises de variância (ANOVA) univariadas de dois fatores fixos, Tipo de riacho (natural, agrícola ou em restauração) e Estação do ano (estiagem ou chuvosa). Para testar se a composição das comunidades de macroinvertebrados foi influenciada pelos tipos de riachos e estações do ano, foi usado um modelo PERMANOVA (Análise de Variância Multivariada por Permutação) similar ao modelo ANOVA. Os dados de abundância foram transformados para logaritmo para equilibrar a contribuição de táxons raros e abundantes (CLARKE, 1993), e uma matriz de similaridade foi construída usando-se o índice de similaridade de Bray-Curtis. Para identificar os táxons responsáveis pelas diferenças observadas, uma análise de quebra de percentual de similaridade (SIMPER) foi realizada seguindo-se CLARKE (1993). Estas análises foram realizadas com o software Primer/Permanova 6.0.

RESULTADOS

Caracterização ambiental da paisagem

A análise das bacias estudadas mostrou forte dominância de plantio de cana-de-açúcar, variando de 55,2 a 83,3% do uso e ocupação total (Figura 9). A infraestrutura urbana foi significativa apenas em Rest2 (16,5%), enquanto nas demais bacias não passaram de 3%; por outro lado, diversas estradas (a maioria de terra) ocorrem nas bacias estudadas, variando entre 2,7 e 7,2% (Figura 9). A ocorrência de pastagens também foi baixa, com exceção do riacho Agr2 (7,7%), enquanto a silvicultura foi especialmente importante nos riachos considerados naturais, especialmente Nat2 (22,9%). A proporção de floresta ripária foi maior nos riachos naturais e Rest2 variando entre 9,1 e 11,6%, os demais variaram entre 0,3 e 5,6% (Figura 5; Tabela 2). As florestas ripárias em restauração ocorreram apenas nos riachos em restauração e a proporção variou entre 1,5 e 3,1%. Considerando as florestas ripárias como um todo, as áreas em restauração foram responsáveis por 15,5 e 54,7% do total de florestas ripárias nestes riachos. A análise ainda mostrou que a cobertura por gramíneas foi relevante em todas as bacias estudadas, variando entre 3,3 e 12,9% (Figura 9).

As variáveis de uso e ocupação do solo calculadas para as análises encontram-se na Tabela 2. O índice LUI1 variou entre 48,5 e 136,3, sendo que o valor máximo ocorreu num riacho restaurado (Rest2). Sem considerar este riacho, o valor máximo calculado foi de 80,5 (Tabela 2). O índice LUI2 apresentou menor variação, entre 121,6 e 206,2, com o valor máximo também em Rest2, mas neste caso o segundo maior valor foi de 196,6, uma diferença bem menor em relação a LUI1 (Tabela 2). As variáveis selecionadas não foram correlacionadas (Tabela 3), com exceção de LUI1 e LUI2, que apresentaram correlação significativa ($P < 0,05$).

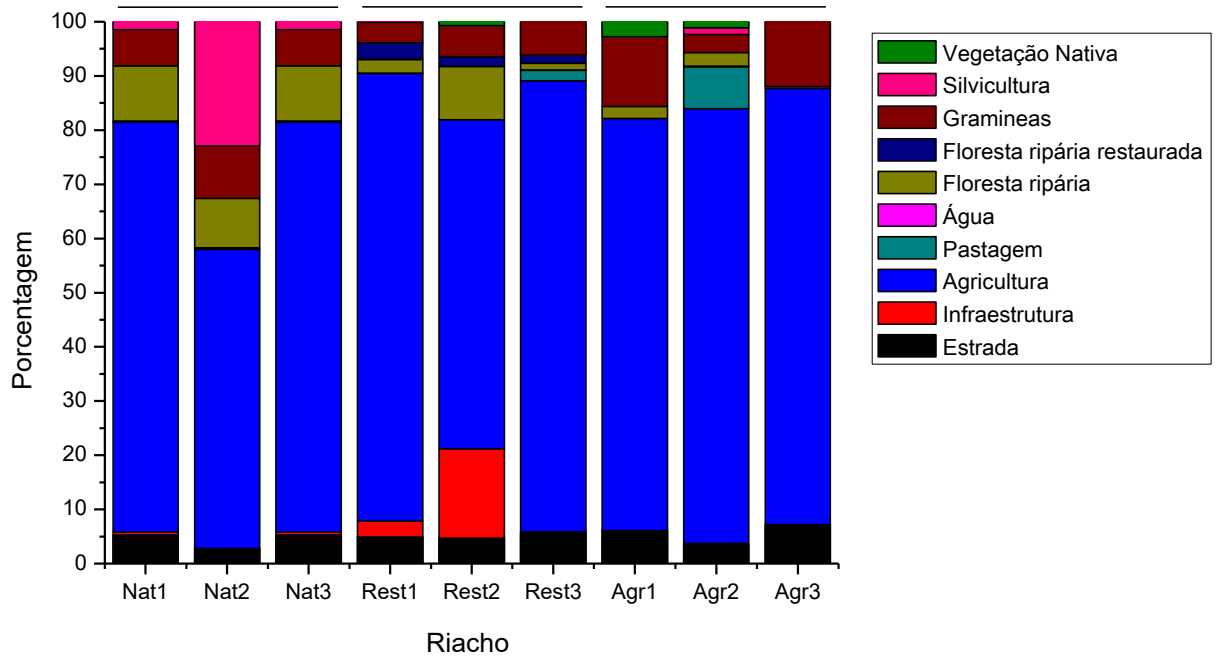


Figura 9. Porcentagem dos tipos de uso e ocupação do solo nas bacias dos riachos estudados. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.

Tabela 2. Área das bacias e valores das variáveis de uso e ocupação do solo usada nas análises. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.

Riacho	Área (ha)	% gramíneas	% floresta ripária	LUI1	LUI2
Nat1	134,4	6,7	10,2	67,3	174,5
Nat2	194,4	9,7	9,1	48,5	121,6
Nat3	134,4	6,7	10,2	67,3	174,5
Rest1	634,2	3,8	5,6	80,5	196,6
Rest2	228,4	5,7	11,6	136,3	206,2
Rest3	320,3	6,1	2,8	71,1	191,8
Agr1	371,5	12,9	2,2	68,5	176,5
Agr2	393,3	3,3	2,5	60,7	183,1
Agr3	372,4	11,9	0,3	76,2	189,9

Tabela 3. Valores do coeficiente de correlação de Pearson calculado entre variáveis de uso e ocupação do solo. Abreviações: LUI1 (índice de uso e ocupação do solo 1); LUI2 (índice de uso e ocupação do solo 2).

	% gramíneas	% floresta ripária	LUI1	LUI2
% gramíneas	1,000			
% floresta ripária	-0,301	1,000		
LUI1	-0,207	0,327	1,000	
LUI2	-0,353	-0,217	0,686	1,000

Valores em negrito $P < 0.05$

Avaliação da estrutura física do habitat

Os riachos apresentaram diferenças morfológicas, com profundidades médias do talvegue variando entre 10,4 e 32,9 cm; o coeficiente de variação da profundidade entre 14,4 e 34,6 cm e a largura molhada entre 0,88 e 2,61 m (Tabela 4). Além disso, a largura média do leito sazonal variou entre 1,0 e 4,1 m; a altura entre 0,15 e 3,30 m; o ângulo da margem entre 26,7 e 72,5°; a declividade da superfície da água entre 0,86 e 3,61% e a sinuosidade entre 1,01 e 1,18 (Tabela 4); finalmente, a vazão entre riachos variou entre 0,0045 e 0,1067 m³s⁻¹.

Tabela 4. Valores das variáveis descritoras da morfologia e fluxo dos riachos estudados. Abreviações (Xdepth = profundidade média do talvegue (cm), SDdepth = desvio padrão da profundidade do talvegue (cm), CVdepth = coeficiente de variação da profundidade do talvegue (cm), Xwidth = largura média do talvegue (cm), XWXD = largura média do talvegue x profundidade média do talvegue (cm), Xbkf_w = largura média sazonal do leito (m), Xbkf_h = altura média sazonal do leito (m), Xbk_a = ângulo médio da margem (graus), Xslope = declividade (%), Sinu = sinuosidade, Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.

Riacho	Xdepth	SDdepth	CVdepth	Xwidth	XWXD	Xbkf_w	Xbkf_h	Xbk_a	Xslope	Sinu	Vazão
Nat1	11,8	2,0	17,3	1,82	0,22	1,85	0,15	26,7	1,50	1,18	0,0045
Nat2	14,5	2,9	19,7	1,47	0,21	2,00	0,67	38,1	2,80	1,17	0,0048
Nat3	10,7	2,5	23,4	1,14	0,12	1,90	0,34	36,9	1,70	1,11	0,0054
Rest1	32,9	8,2	24,8	1,91	0,63	3,75	0,52	27,0	0,86	1,03	0,1067
Rest2	10,4	2,2	20,9	1,44	0,15	4,11	1,23	50,1	0,99	1,06	0,0228
Rest3	24,3	6,5	26,6	2,61	0,63	3,64	1,54	55,3	1,67	1,06	0,0418
Agr1	19,9	2,9	14,4	1,52	0,30	3,03	1,67	51,9	1,22	1,05	0,0408
Agr2	32,0	6,6	20,6	2,38	0,76	3,65	1,18	72,5	1,45	1,04	0,0551
Agr3	31,7	11,0	34,6	0,88	0,28	0,99	3,30	59,8	3,61	1,01	0,0243

Algumas variáveis apresentaram correlações significativas (Tabela 5). A média e o desvio padrão da profundidade do talvegue foram fortemente correlacionados, assim como o desvio padrão e o coeficiente de variação da profundidade; a variável XWXD foi fortemente relacionada à largura média e profundidade do talvegue. A sinuosidade foi fortemente correlacionada de forma negativa com a média e o desvio padrão da profundidade do talvegue, e correlacionada de forma mais fraca à largura média do leito sazonal, enquanto a vazão foi positivamente correlacionada com a profundidade média do talvegue (Tabela 5). A largura média do leito sazonal foi positivamente correlacionada com a sua altura média e negativamente correlacionada com a sinuosidade, enquanto a altura média do leito sazonal foi negativamente correlacionada com a declividade (Tabela 5).

Tabela 5. Valores do coeficiente de correlação de Pearson calculado entre variáveis que descrevem a morfologia do canal dos trechos estudados. Abreviações: SDdepth = desvio padrão da profundidade do talvegue (cm), CVdepth = coeficiente de variação da profundidade do talvegue (cm), Xwidth = largura média do talvegue (m), XWXD = largura média do talvegue x profundidade média do talvegue (cm), Xbkf_w = largura média sazonal do leito (m), Xbkf_h = altura média sazonal do leito (m), Xbk_a = ângulo médio da margem (graus), Xslope = declividade (%), Sinu = sinuosidade, Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.

	Xdepth	SDdepth	CVdepth	Xwidth	XWXD	Xbkf_w	Xbkf_h	Xbk_a	Xslope	Sinu
SDdepth	0,906									
CVdepth	0,516	0,818								
Xwidth	0,311	0,058	-0,214							
XWXD	0,798	0,562	0,155	0,804						
Xbkf_w	0,495	0,657	0,613	-0,280	0,072					
Xbkf_h	0,155	-0,094	-0,300	0,653	0,545	-0,217				
Xbk_a	0,437	0,381	0,235	0,196	0,399	0,675	0,199			
Xslope	0,152	0,419	0,587	-0,487	-0,261	0,581	-0,788	0,223		
Sinu	-0,731	-0,710	-0,501	-0,048	-0,496	-0,669	-0,371	-0,588	0,062	
Vazão	0,750	0,540	0,138	0,449	0,766	0,024	0,606	0,042	-0,456	-0,649

Valores em negrito $P < 0.05$

A Análise de Componentes Principais explicou 86,5% da variação nos três primeiros eixos, sendo 76,2% da variação nos dois primeiros eixos (eixo 1: autovalor = 4,863, 44,2% da variância explicada; eixo 2: autovalor = 3,519, 32,0% da variância explicada). O terceiro eixo (autovalor = 1,131) explicou apenas 10,3% da variância e, portanto, não foi considerado nas análises posteriores.

O primeiro eixo, denominado Morfo1, separou os riachos com maior sinuosidade e menor profundidade média daqueles com menor sinuosidade, maior profundidade média, além de outras variáveis relacionadas à profundidade, como desvio padrão da profundidade, XWXD, ângulo médio da margem, vazão e, em menor grau, coeficiente de variação da profundidade média do talvegue e altura média da do leito sazonal (Figura 10). Portanto, Morfo1 constitui gradiente de riachos com maior sinuosidade, mais rasos e com menor vazão, para riachos com menor sinuosidade, maior profundidade, maior vazão e maior ângulo médio

das margens. De modo geral, estas mesmas relações foram encontradas nas análises de correlação (Tabela 5).

O segundo eixo, denominado Morfo2, separou os riachos com maior declividade e, em menor grau, maior coeficiente de variação da profundidade média do talvegue e altura média do leito sazonal, daqueles com maior largura do talvegue e largura do leito sazonal (Figura 10). Portanto, riachos com menor declividade apresentam maior largura do leito. O segundo eixo separou especialmente o riacho Agr3 dos demais riachos, que se distribuíram principalmente ao longo do eixo 1 (Figura 10).

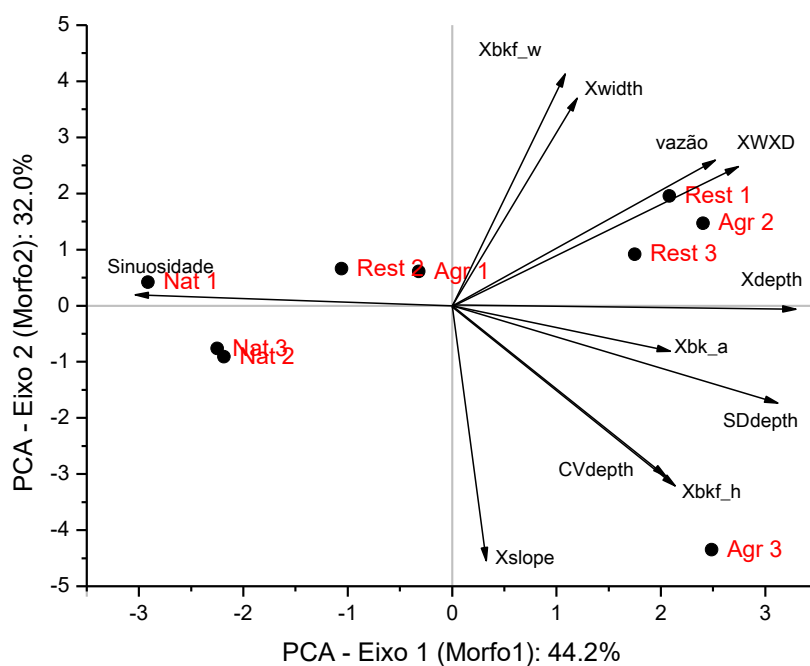


Figura 10. Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis da morfologia do canal dos riachos estudados. A escala dos vetores é de -1 a 1 em ambos os eixos. Os riachos estão demarcados em vermelho. Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas. Símbolos dos vetores (Xdepth = profundidade média do talvegue (cm), SDdepth = desvio padrão da profundidade do talvegue (cm), CVdepth = coeficiente de variação da profundidade do talvegue (cm), Xwidth = largura média do talvegue (m), XWXD = largura média do talvegue x profundidade média do talvegue (cm), Xbkf_w = largura média sazonal do leito (m), Xbkf_h = altura média sazonal do leito (m), Xbk_a = ângulo médio da margem (graus), Xslope = declividade (%), Sinu = sinuosidade.

Em relação aos mesohabitats, a maior parte dos trechos estudados apresentou áreas de fluxo suave (glides), seguida por corredeiras, remansos e cascatas. Os riachos com floresta ripária em restauração e agrícolas apresentaram maior proporção de corredeiras, com exceção de Rest3 que teve distribuição mais equilibrada de mesohabitats de glides, corredeiras e remansos (Figura 11). Calculando o índice de dominância de Simpson em relação aos diferentes mesohabitats, verificamos variação entre 0,34 e 0,93, sendo o valor máximo obtido para Rest1, com completa dominância de glides (Figura 11;Tabela 6). Sem considerar este riacho, o valor máximo calculado para o índice de dominância de Simpson foi de 0,63.

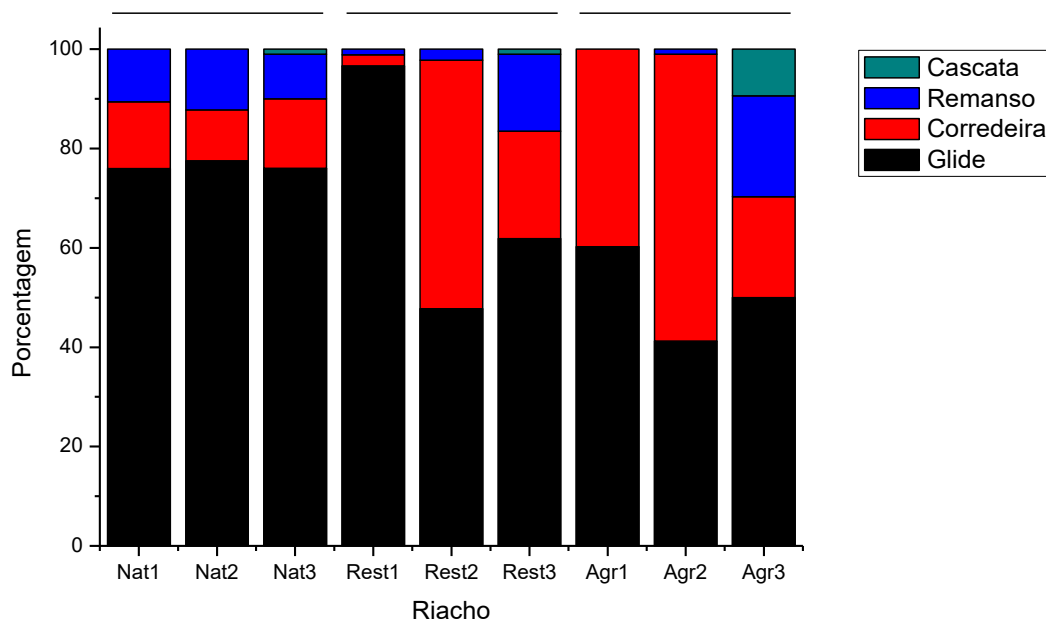


Figura 11. Porcentagem dos tipos de mesohabitats encontrado nos riachos estudados. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.

O substrato do leito dos riachos foi predominantemente de sedimentos finos (< 0,06 mm) (Figura 12). Nos três riachos Naturais (Nat) e em Rest1, todo o substrato foi composto por sedimentos finos, enquanto substratos maiores foram registrados nos demais riachos

(Figura 12). Vale notar no riacho Agr3 a ocorrência de material na classe “matacões grandes”, entre 4,000 e 8,000 mm de diâmetro, mas que foi composto por blocos de argila consolidada (hardpan); este material foi classificado seguindo-se FAUSTINI e KAUFMANN (2007). Desta forma, o riacho Agr2 apresentou duas classes, Rest2 e Agr1 apresentaram quatro classes, Rest3 apresentou cinco classes, enquanto o riacho Agr3 apresentou todas sete classes, com dominância de argila consolidada e fina (Figura 12).

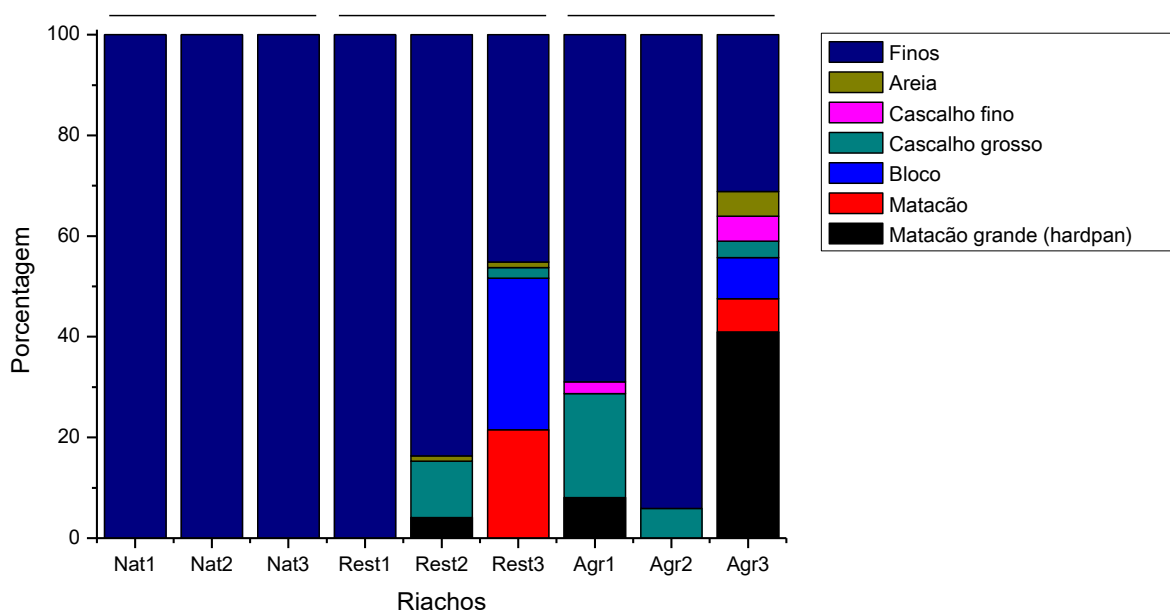


Figura 12. Contribuição relativa de cada substrato inorgânico encontrado nos riachos estudados. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.

Os riachos naturais foram os que apresentaram maior cobertura de folhedo, variando de 38 a 75% do leito ocupado por este substrato, considerando-se tanto o folhedo quanto o folhedo fino parcialmente decomposto (Tabela 6). O riacho Agr2, por outro lado, apresentou o seu leito quase todo coberto por gramíneas (82%), sendo o restante basicamente sedimentos finos (Figura 13, Tabela 6). Desta forma, do total de matéria orgânica presente no leito dos

riachos, a grande maioria foi de matéria orgânica morta, com dominância de folhede, seguido por detrito lenhoso (Figura 13). A ocorrência de folhede fino indica material acumulado em decomposição, visível apenas nos riachos com floresta ripária natural. A matéria orgânica viva, como raízes finas, foi mais importante nos riachos Rest1 e Rest2 e no Agr3, sendo composta principalmente por raízes de gramíneas e de *Hedychium coronarium*, (J. König) (Zingiberaceae), popularmente conhecida como Lírio do Brejo. O riacho Rest3 foi exceção e apresentou raízes finas de plantas da floresta ripária em restauração. Os demais riachos agrícolas apresentaram padrões bem diferentes: dominância de folhede em Agr1 (folhede de gramíneas cortadas proveniente da zona ripária) e dominância de gramíneas em Agr2 (Figura 13).

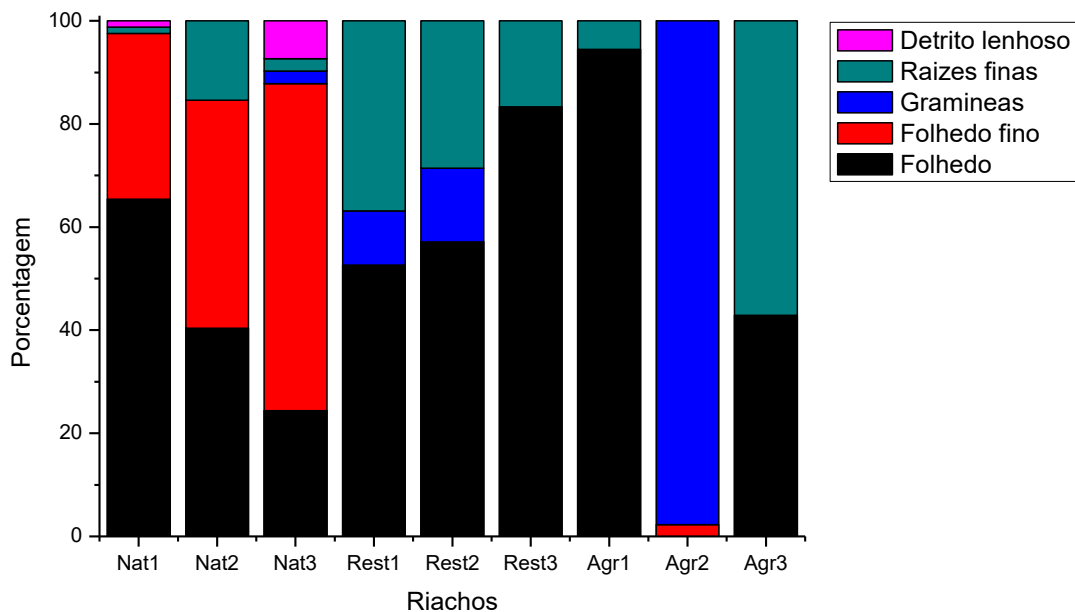


Figura 13. Porcentagem dos tipos de substrato orgânico encontrados nos riachos estudados. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas.

Considerando os tipos de habitats e tipos de substratos dos riachos, as seguintes variáveis foram utilizadas para descrever a complexidade do leito: proporção de sedimentos finos, média geométrica do tamanho de partículas (DGM), grau de imersão no sedimento (XEmbed), proporção de folhedo (folhedo + folhedo fino), proporção de gramíneas, proporção de mesohabitats rápidos (fast = corredeiras + cascatas), dominância de mesohabitats (Dmeso, calculado pelo índice de dominância de Simpson – Tabela 6). A média geométrica do tamanho das partículas (DGM) indicou predominância de sedimentos finos em quase todos os riachos, com exceção de Rest3 (cascalho fino, mas o valor é muito mais próximo de areia), Agr2 (areia) e Agr3 (cascalho grosso, devido à forte presença de argila consolidada). A proporção de mesohabitats rápidos (fast) variou entre 2,2 e 57,7% dos trechos (Tabela 6), indicando a alta dominância de glides e remansos nos riachos (Figura 12).

Tabela 6. Variáveis descrevendo a complexidade do leito dos riachos em nível de mesohabitat e da composição do substrato. Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas, Finos = proporção de sedimentos finos no leito, DGM = média geométrica do tamanho de partículas, XEmbed = taxa de imersão no sedimento, Fast = corredeiras e cascatas, Dmeso = dominância de mesohabitats.

Riacho	%Finos	DGM	%XEmbed	%Folhedo	%Gramíneas	%Fast	Dmeso
Nat1	100,0	0,01	100,0	75,2	0,00	13,5	0,61
Nat2	100,0	0,01	100,0	41,9	0,00	10,2	0,63
Nat3	100,0	0,01	100,0	37,9	1,05	15,0	0,61
Rest1	100,0	0,01	100,0	10,0	2,00	2,2	0,93
Rest2	83,7	0,04	91,5	3,8	0,95	50,0	0,48
Rest3	45,2	2,25	48,7	9,5	0,00	22,7	0,45
Agr1	69,0	0,15	100,0	16,2	0,00	39,8	0,52
Agr2	94,1	0,01	100,0	1,9	81,90	57,7	0,50
Agr3	31,1	20,57	75,6	4,4	0,00	29,7	0,34

A análise de correlação não indicou correlações significativas entre as variáveis de complexidade do leito (Tabela 7). A proporção de sedimentos finos foi negativamente correlacionada com as demais variáveis, exceto com a dominância de mesohabitat, que

apresentou correlação positiva possivelmente devido à predominância de fluxos mais lentos e suaves de água (remansos + glides); de fato, a dominância apresentou correlação negativa com a proporção de mesohabitats de águas rápidas (corredeiras + cascatas) (Tabela 7), mas esta relação não foi significativa ($P = 0,070$). As gramíneas ocorreram em maior dominância no riacho com maior ocorrência de mesohabitats de fluxo rápido, resultando numa correlação positiva, enquanto o folhedo apresentou correlação positiva apenas com Dmeso (Tabela 7).

Tabela 7. Valores do coeficiente de correlação de Pearson calculado entre variáveis que descrevem a complexidade do leito dos riachos estudados. Abreviações: Finos = proporção de sedimentos finos no leito, DGM = média geométrica do tamanho de partículas, Fast = corredeiras e cascatas, Dmeso = dominância de mesohabitats.

	Finos	DGM	Folhedo	Gramíneas	Fast	Dmeso
Finos	1,000					
DGM	-0,334	1,000				
Folhedo	-0,225	-0,297	1,000			
Gramíneas	-0,506	-0,148	-0,317	1,000		
Fast	-0,238	0,052	-0,548	0,606	1,000	
Dmeso	0,521	-0,536	0,246	-0,117	-0,628	1,000

Ao final, portanto, 12 variáveis potenciais independentes foram selecionadas para explicar a variação na qualidade da água dos riachos amostrados (Tabela 8). De acordo com a análise de correlação, Morfo1 foi negativamente correlacionado com a proporção de folhedo no leito dos riachos e com a proporção de floresta ripária; a proporção de sedimentos finos foi positivamente correlacionada com a dominância de mesohabitats e com o grau de imersão no sedimento, mas negativamente correlacionada com a média geométrica do tamanho de

partículas, enquanto esta foi negativamente correlacionada com Morfo2 (Tabela 8). Como já indicado anteriormente, LUI1 e LUI2 foram positivamente correlacionados. Considerando estes pares de correlações, sete variáveis foram mantidas para análises posteriores: Morfo2, Fast, Finos, proporção de gramíneas no leito do riacho (Gram-S), proporção de folhedo no leito do riacho, proporção de gramíneas na bacia (Gram-Uso), proporção de floresta ripária na bacia e LUI1. Folhedo foi mantido como um indicador importante de disponibilidade de energia para as cadeias alimentares, e a proporção de floresta ripária como indicador local de qualidade, ao invés de Morfo1, que é mais relacionado com o tamanho e forma do canal. Da mesma forma, foi escolhido utilizar apenas a proporção de sedimentos finos, que está relacionada tanto a processos de assoreamento quanto à estruturação das comunidades bentônicas. Finalmente, foi selecionado LUI1 em relação a LUI2 por apresentar maior amplitude de variação dos dados.

Tabela 8. Valores do coeficiente de correlação de Pearson calculado entre variáveis descrevendo o uso do solo e as características físicas dos riachos estudados. Abreviações: Morfo1 = riachos mais sinuoso, mais raso e com menor vazão, Morfo2 = riachos mais largos e com menor declividade, Fast = % corredeiras e cascatas, Dmeso = dominância de mesohabitats, XEmbed = taxa de imersão no sedimento (%), Finos = proporção de sedimentos finos no leito, DGM = média geométrica do tamanho de partículas, Gram-S = proporção de gramíneas no leito dos riachos, Gram-Uso = proporção de gramíneas na bacia, LUI1 = índice 1 de uso e ocupação do solo.

	Morfo1	Morfo2	Fast	Dmeso	XEmbed	Finos	DGM	Gram-S	Folhedo	Gram-Uso	Riparia	LUI1
Morfo2	0,000											
Fast	0,287	0,080										
Dmeso	-0,127	0,543	-0,628									
XEmbed	-0,452	0,201	-0,022	0,502								
Finos	-0,548	0,534	-0,236	0,700	0,798							
DGM	0,459	-0,856	0,052	-0,536	-0,417	-0,764						
Gram-S	0,413	0,305	0,606	-0,117	0,207	0,209	-0,148					
Folhedo	-0,810	-0,031	-0,548	0,246	0,358	0,491	-0,297	-0,317				
Gram-Uso	-0,164	-0,663	-0,012	-0,443	-0,060	-0,502	0,493	-0,474	0,087			
Riparia	-0,825	0,201	-0,273	0,339	0,431	0,695	-0,541	-0,304	0,577	-0,301		
LUI1	0,019	0,119	0,377	-0,128	-0,098	-0,108	0,010	-0,210	-0,389	-0,207	0,327	
LUI2	0,507	0,207	0,364	-0,117	-0,326	-0,347	0,185	0,068	-0,540	-0,353	-0,217	0,686

Valores em negrito $P < 0.05$

Avaliação da qualidade da água

A condutividade elétrica não variou entre tipos de riachos e estações do ano (Tabela 9). Porém mostrou valores maiores nos riachos agrícolas e menores nos riachos naturais em ambos os períodos, com valores intermediários nos riachos restaurados (Figura 14).

Os valores de pH da água variaram apenas entre tipos de riachos (Tabela 10), com águas mais ácidas nos riachos naturais e mais alcalinas nos riachos agrícolas; os riachos com floresta ripária em restauração apresentaram valores intermediários. De modo geral, houve pouca variação nos valores de pH entre os tipos de riachos (Figura 15).

O fósforo total variou significativamente apenas com as estações do ano (Tabela 11), com valores maiores no período chuvoso (Figura 16), porém é possível perceber maiores valores nos riachos com floresta ripária em restauração e agrícolas neste período.

O fósforo dissolvido foi o único indicador da qualidade da água que variou entre tipos de riachos e estações do ano (Tabela 12) com concentrações maiores nos riachos restaurados e agrícolas na estação chuvosa (Figura 17).

O oxigênio dissolvido variou com a estação do ano, sem efeitos entre tipos de riachos (Tabela 13), porém, de modo geral, as concentrações de oxigênio dissolvido na água entre tipos de riachos e estações do ano foram altas (Figura 18).

O nitrato não variou entre tipos de riachos e estações do ano (Tabela 14), porém é possível observar valores maiores nos riachos naturais em ambas as estações do ano (Figura 19). Da mesma forma, o nitrito não variou entre tipos de riachos e estações do ano (Tabela 15), mas apresentou maiores valores nos riachos restaurados no período de estiagem (Figura 20).

Amônia variou entre tipos de riachos e não foi influenciada pelas estações do ano (Tabela 16). Os valores de amônia foram maiores nos riachos com floresta ripária em restauração e menores nos riachos naturais; os riachos agrícolas apresentaram valores intermediários (Figura 21).

Por fim, o nitrogênio total não variou entre tipos de riachos ou estações do ano (Tabela 17; Figura 22).

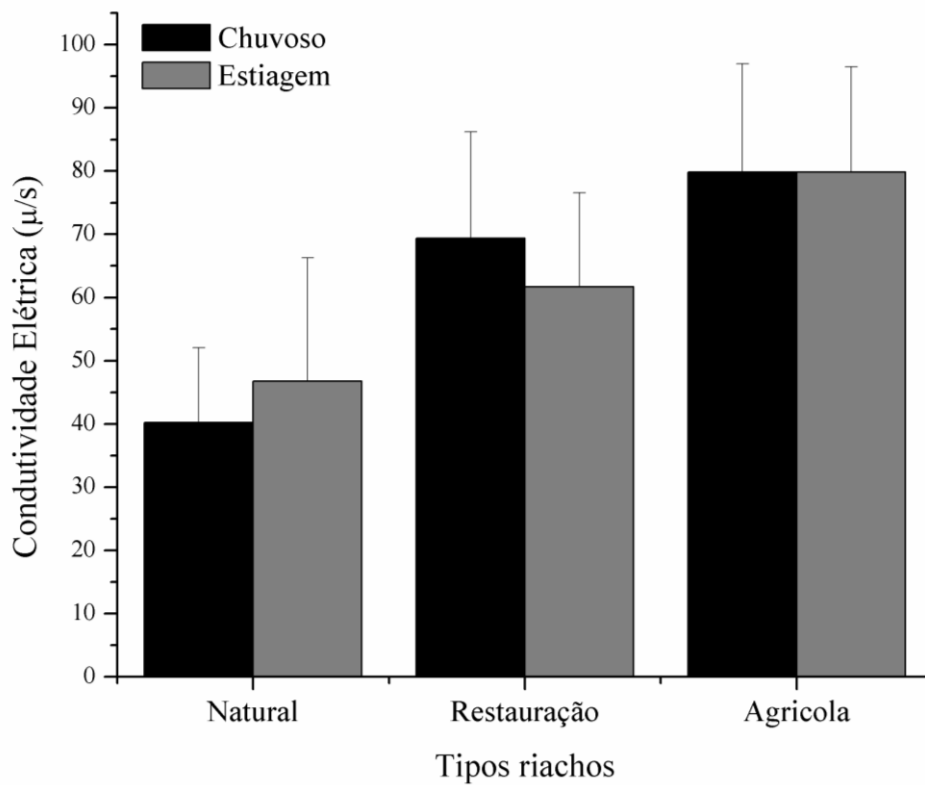


Figura 14. Valores médios e desvio padrão da condutividade elétrica dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.

Tabela 9. Resultado da ANOVA de dois fatores comparando a condutividade elétrica em diferentes tipos de riachos e estações do ano.

Fonte de variação	gl	QM	F	P
Estações do ano	1	0,004	0,015	0,904
Tipo de riacho	2	0,870	3,045	0,085
Interação	2	0,008	0,030	0,971
Resíduo	12	0,286		

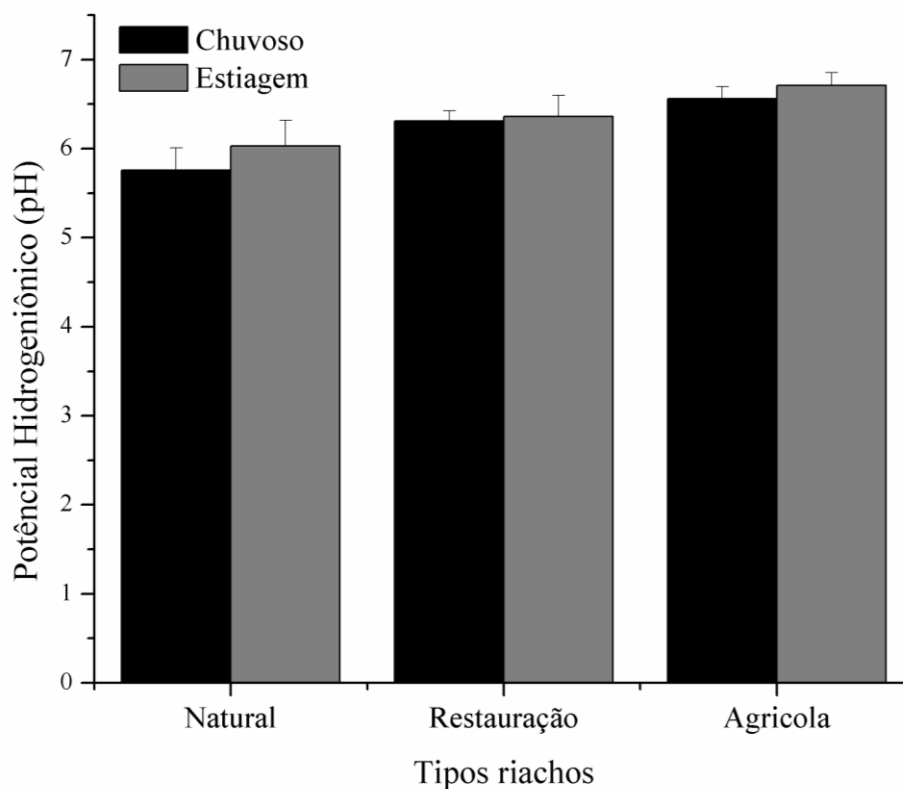


Figura 15. Valores médios e desvio padrão do Potencial Hidrogeniônico (pH) dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.

Tabela 10. Resultado da ANOVA de dois fatores comparando a variação do Potencial Hidrogeniônico (pH) em diferentes tipos de riachos e estações do ano.

Fonte de variação	gl	QM	F	P
Estações do ano	1	0,112	0,886	0,365
Tipo de riacho	2	0,828	6,534	0,012
Interação	2	0,018	0,140	0,871
Resíduo	12	0,127		

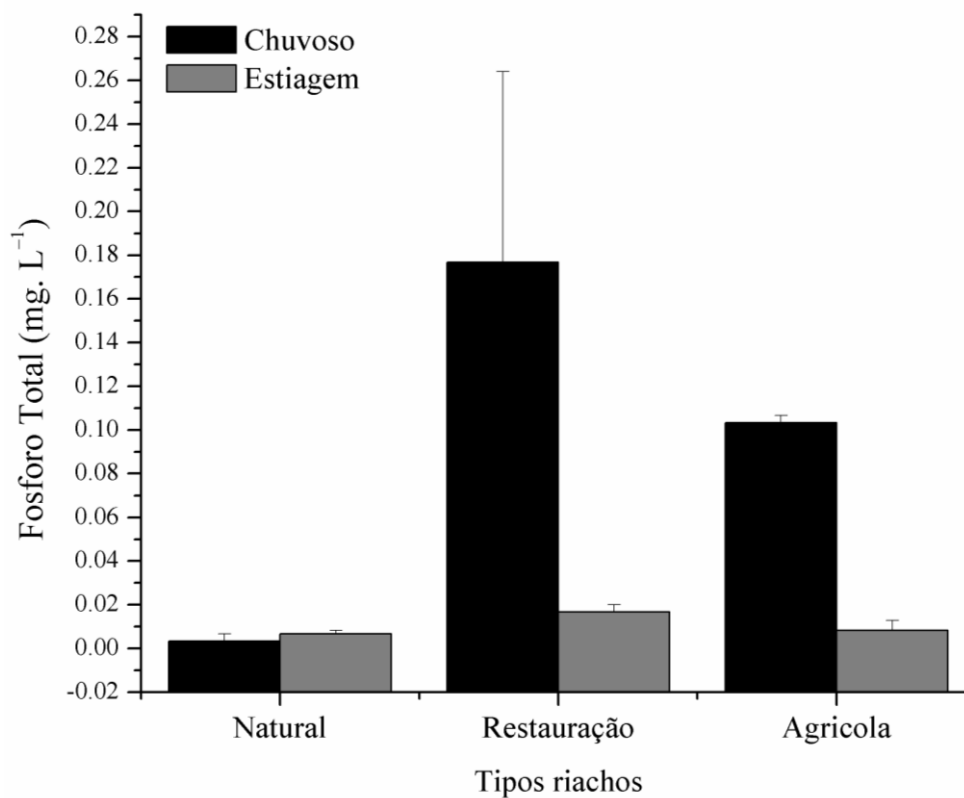


Figura 16. Valores médios e desvio padrão das concentrações de fósforo total dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.

Tabela 11. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação de fósforo total em diferentes tipos de riachos e estações do ano.

Fonte de Variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	0,032	8,225	0,014
Tipo de riacho	2	0,013	3,287	0,073
Interação	2	0,010	2,635	0,113
Resíduo	12	0,004		

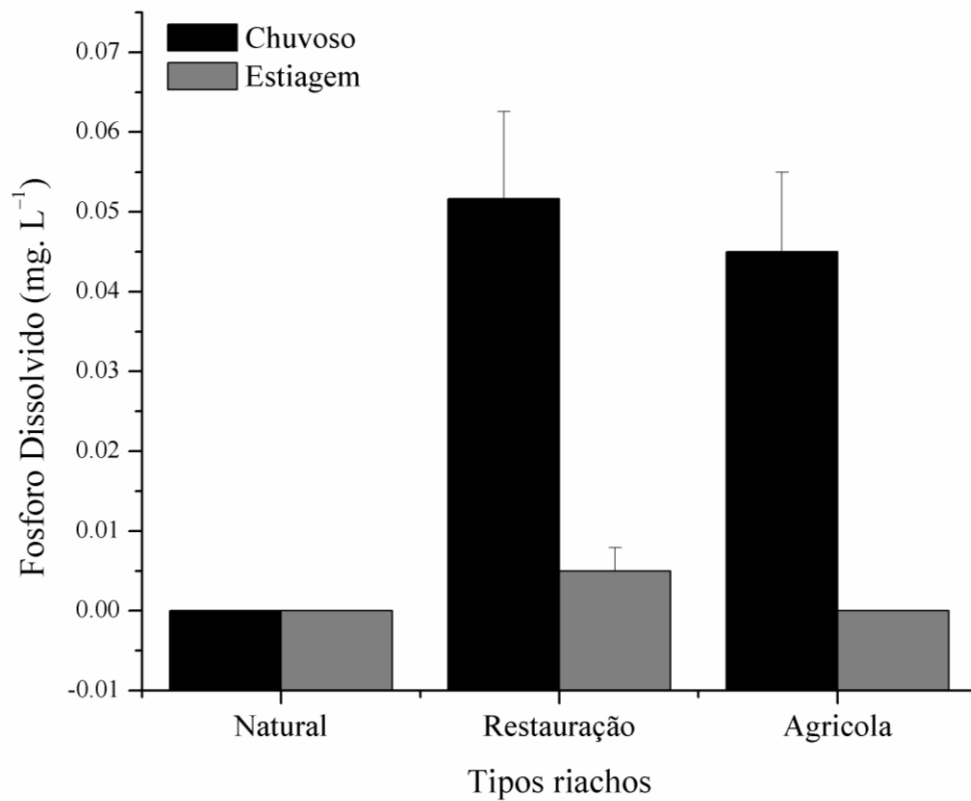


Figura 17. Valores médios e desvio padrão das concentrações de fósforo dissolvido dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.

Tabela 12. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação do fósforo dissolvido em diferentes tipos de riachos e estações do ano.

Fonte de variação	gl	MQ	F	P
Estações do ano	1	0,004	36,890	0,000
Tipo de riacho	2	0,001	11,793	0,001
Interação	2	0,001	9,232	0,004
Resíduo	12	0,000		

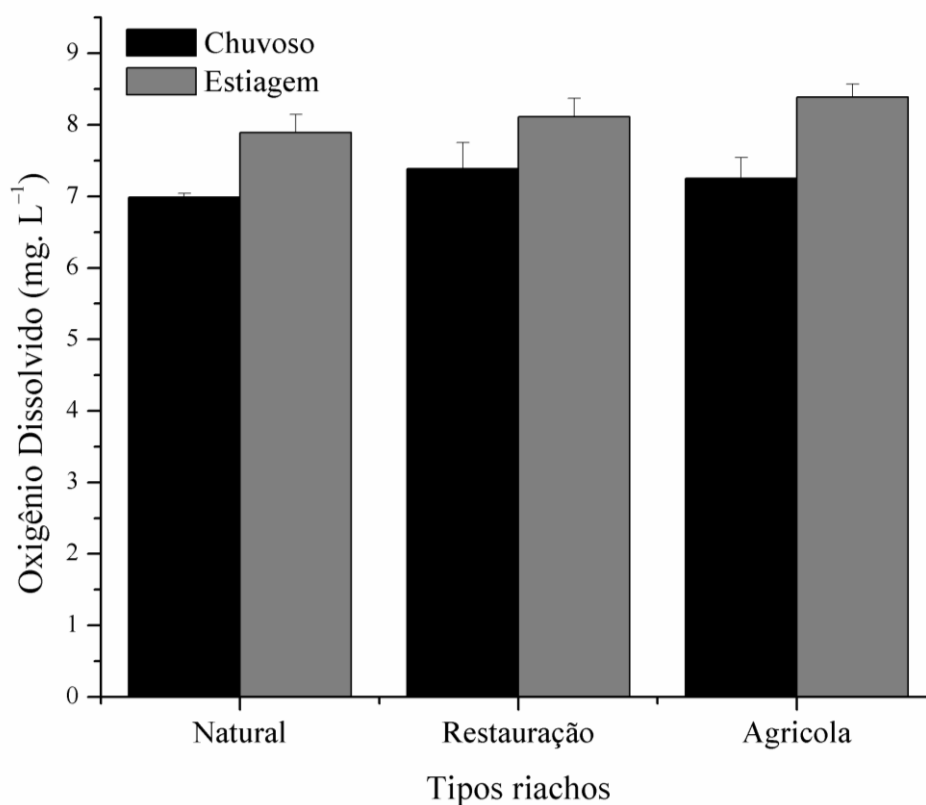


Figura 18. Valores médios e desvio padrão das concentrações de oxigênio dissolvido dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.

Tabela 13. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a oxigênio dissolvido em diferentes tipos de riachos e estações do ano.

Fonte de variação	gl	QM	F	P
Estação do Ano	1	0,066	18,919	0,001
Tipo de riacho	2	0,004	1,153	0,348
Interação	2	0,001	0,293	0,751
Resíduo	12	0,003		

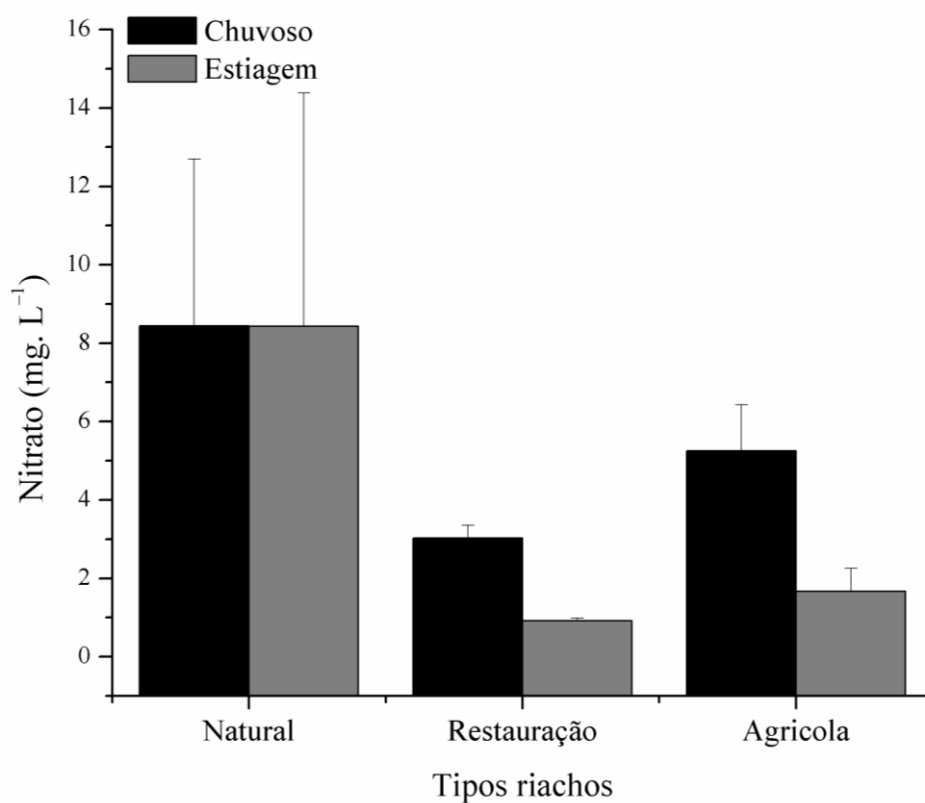


Figura 19. Valores médios e desvio padrão das concentrações de nitrato (NO_3^- -N) dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.

Tabela 14. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação de nitrato em diferentes tipos de riachos e estações do ano.

Fonte de Variação	df	QM	F	P
Estação do ano	1	16,274	0,586	0,459
Tipo de riacho	2	68,739	2,476	0,126
Interação	2	4,853	0,175	0,842
Resíduo	12	27,760		

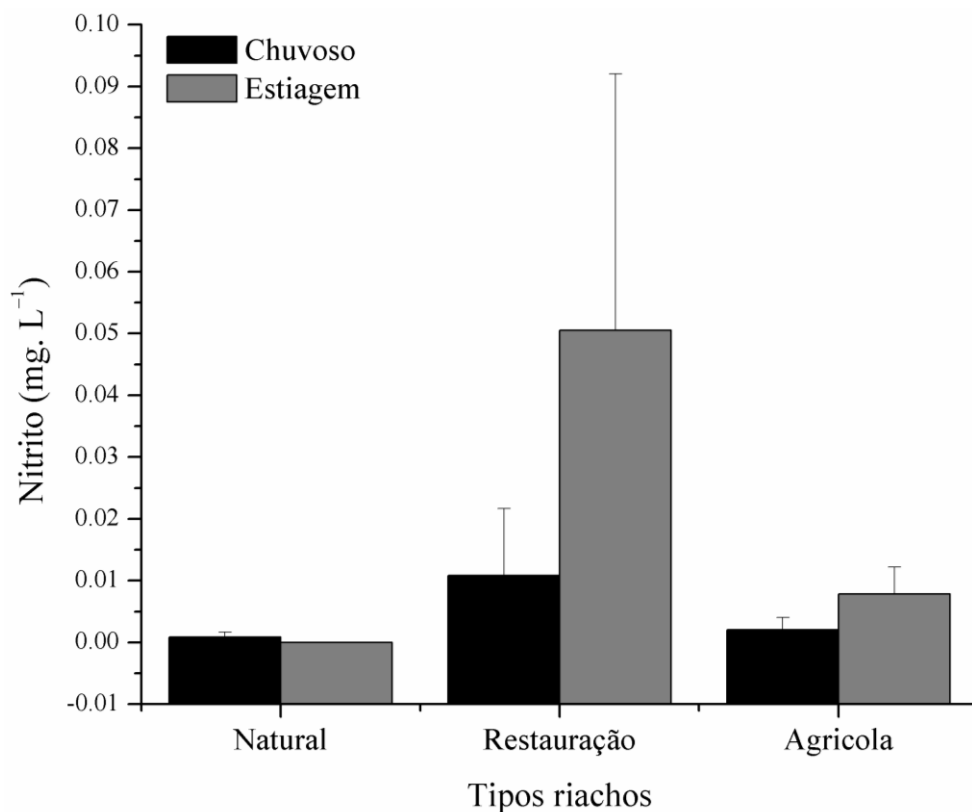


Figura 20. Valores médios e desvio padrão das concentrações de nitrito (NO₂⁻-N) dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.

Tabela 15. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação de nitrito em diferentes tipos de riachos e estações do ano.

Fonte de variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	0,001	1,070	0,321
Tipo de riacho	2	0,002	1,715	0,221
Interação	2	0,001	0,759	0,489
Resíduo	12	0,001		

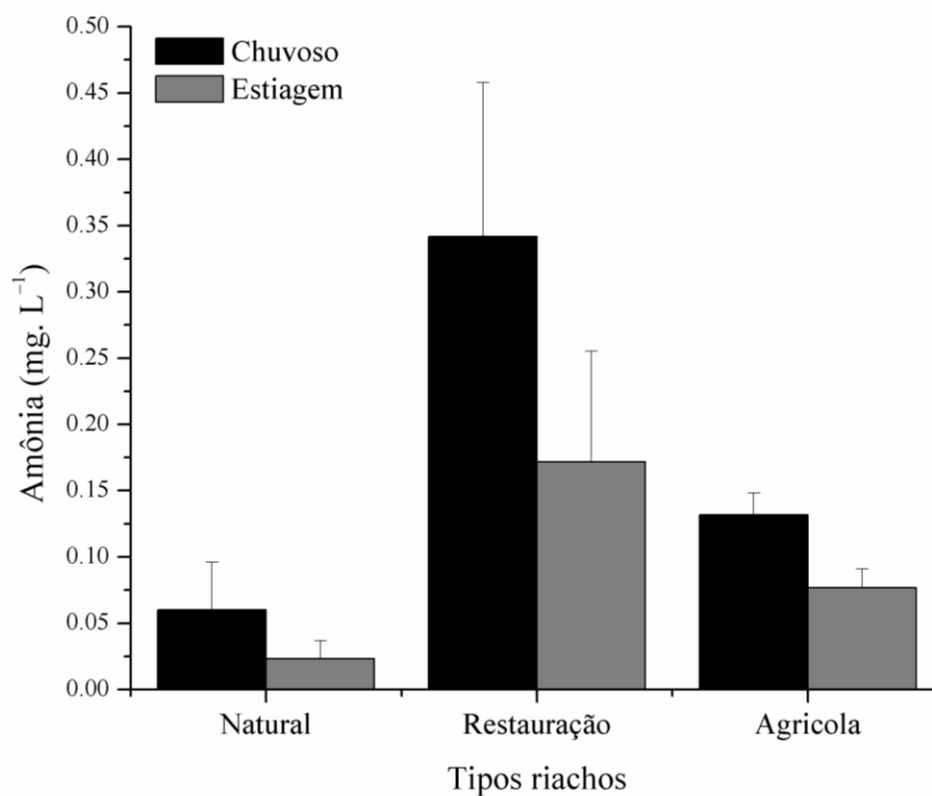


Figura 21. Valores médios e desvio padrão das concentrações de amônia ($\text{NH}_3^+\text{-N}$) dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.

Tabela 16. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação de amônia em diferentes tipos de riachos e estações do ano.

Fonte de Variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	0,034	3,046	0,106
Tipo de riacho	2	0,073	6,529	0,012
Interação	2	0,008	0,697	0,517
Resíduo	12	0,011		

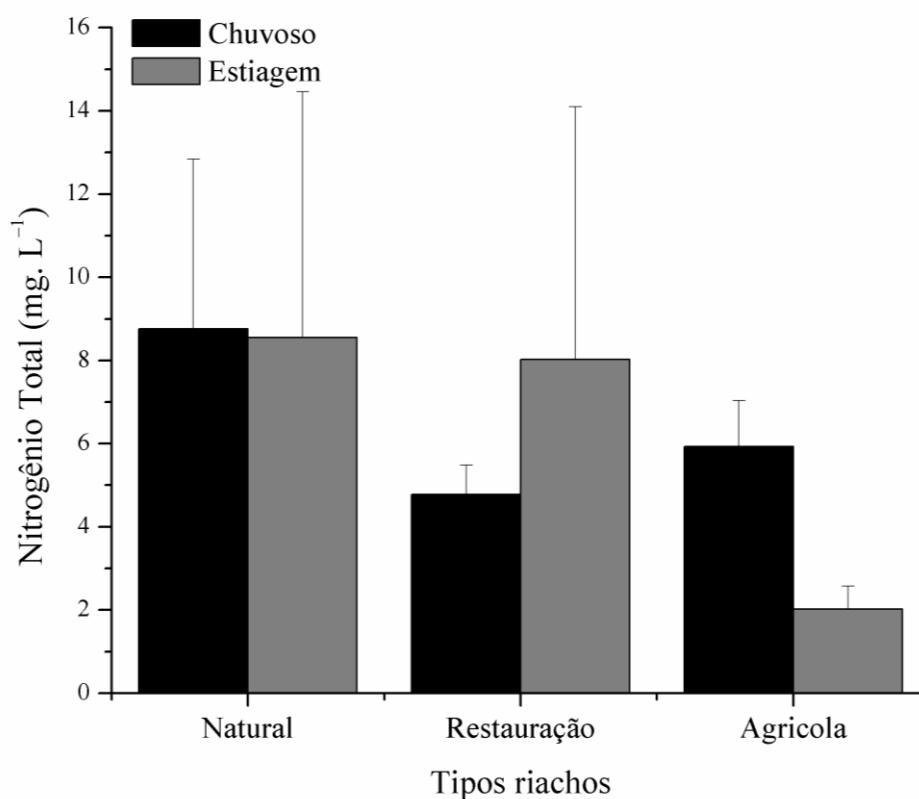


Figura 22. Valores médios e desvio padrão das concentrações de nitrogênio total dos diferentes tipos de riachos em diferentes estações do ano.

Tabela 17. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a variação de nitrogênio total em diferentes tipos de riachos e estações do ano.

Fonte de variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	0,380	0,008	0,929
Tipo de riacho	2	32,840	0,725	0,504
Interação	2	19,182	0,424	0,664
Resíduo	12	45,283		

Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos

Foram coletados 16.723 indivíduos de macroinvertebrados aquáticos, sendo 10.477 no período de estiagem e 6.246 no período chuvoso. No período de estiagem, foram coletados 2.104 indivíduos nos riachos naturais, 4.852 nos riachos com floresta ripária em restauração e 3.521 nos riachos agrícolas, enquanto no período chuvoso foram coletados 711 indivíduos nos riachos naturais, 1.996 nos riachos restaurados e 3.539 nos riachos agrícolas (Figura 23). Apesar das diferenças na abundância entre as estações do ano, elas não foram significativas (Tabela 18); os tipos de riachos também não mostraram diferenças significativas nas comunidades (Tabela 18).

Chironomidade foi o táxon de maior dominância em todos os tipos de riachos em ambos os períodos, com valores maiores nos riachos naturais no período de estiagem (Tabelas 19 e 20). Oligochaeta foi dominante nos riachos com floresta ripária em restauração em ambos os períodos, com valores maiores no período de estiagem. *Simulium* foi dominante nos riachos agrícolas em ambos os períodos, com valores mais elevados no período chuvoso. *Paracloeodes* foi dominante nos riachos agrícolas apenas no período de estiagem (Tabela 19 e 20).

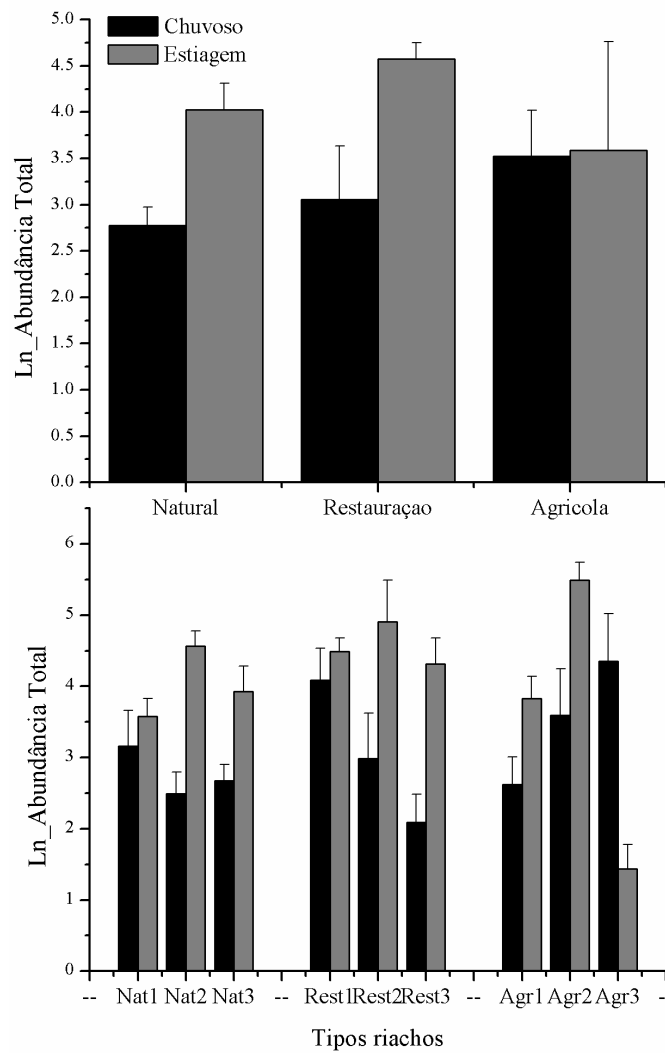


Figura 23. Média e desvio padrão da abundância de macroinvertebrados aquáticos nos diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.

Tabela 18. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a abundância das comunidades de macroinvertebrados em diferentes tipos de riachos e estações do ano.

Fonte de variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	4,003	3,767	0,076
Tipos de riacho	2	0,265	0,249	0,783
Interação	2	0,896	0,843	0,454
Resíduo	12	1,063		

Tabela 19. Abundância relativa de táxons (%) dos diferentes tipos de riachos no período de estiagem.

Ordem/família	Gênero	Natural	Restaurado	Agrícola
Odonata				
Gomphidae	<i>Progomphus</i>	3,75	0,25	0,97
	<i>Zonophora</i>	0,10	0,00	0,00
	<i>Phyllocycla</i>	0,10	0,64	0,54
Coenagrionidae	<i>Argia</i>	0,10	0,10	0,31
	<i>Ischnura</i>	0,00	0,02	0,00
Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	0,05	0,29	0,94
Libellulidae		0,05	0,12	0,82
Megapodagrionidae	<i>Heteragrion</i>	0,00	0,00	0,06
Protoneuridae	<i>Protoneura</i>	0,00	0,00	0,03
Coleoptera				
Elmidae	<i>Heterelmis</i>	0,90	7,50	11,84
	<i>Xenelmis</i>	0,00	0,00	0,00
	<i>Hexacylloepus</i>	0,00	0,00	0,40
	<i>Phanocerus</i>	0,00	0,00	0,11
	<i>Macrelmis</i>	0,00	0,00	0,09
	<i>Neoelmis</i>	0,00	0,00	0,06
	<i>Tropisternus</i>	0,10	0,00	0,00
Hydrophilidae	<i>Berosus</i>	0,00	0,02	0,00
	<i>Laccophilus</i>	0,14	0,00	0,00
Dytiscidae	<i>Dryops</i>	0,00	0,04	0,28
Staphylinidae		0,00	0,00	0,09
Curculionidae		0,00	0,00	0,03
Trichoptera				
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	1,05	0,00	0,43
Odontoceridae	<i>Marilia</i>	0,57	0,00	0,03
Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>	0,19	0,23	0,00
	<i>Cyrnellus</i>	0,14	0,00	0,00
	<i>Polyplectropus</i>	0,00	0,10	0,06
	<i>Polycentropus</i>	0,00	0,02	0,00
Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	0,33	0,99	9,37
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	0,14	0,00	0,17
	<i>Gênero 1</i>	0,05	0,00	0,00
Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	0,00	0,14	0,00
Glossosomatidae	<i>Protoptila</i>	0,00	0,00	0,06
Hemiptera				
Veliidae	<i>Rhagovelia</i>	0,19	0,08	0,14
Gerridae	<i>Trepobates</i>	0,05	0,00	0,00
	<i>Brachymetra</i>	0,10	0,00	0,00

Naucoridae	<i>Limnocoris</i>	0,38	0,06	0,00
Pleidae	<i>Neoplea</i>	0,10	0,00	0,00
Plecoptera		0,00	0,00	0,00
Gripopterygidae	<i>Tupiperla</i>	0,05	0,02	0,11
Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	0,00	0,10	0,51
Ephemeroptera		0,00	0,00	0,00
Baetidae	<i>Paracloeodes</i>	0,00	0,19	21,07
	<i>Waltzoyphius</i>	0,00	0,00	0,34
	<i>Baetodes</i>	0,00	0,00	0,48
Leptohyphidae	<i>Traverhyphes</i>	0,00	1,42	3,55
	<i>Trichorythodes</i>	0,00	0,00	0,06
	<i>Leptohyphes</i>	0,00	0,00	0,03
Diptera		0,00	0,00	0,00
Chironomidae		88,64	54,82	12,07
Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i>	0,10	0,27	0,00
	<i>Culicoides</i>	0,14	0,16	0,00
	<i>Probezzia</i>	0,00	0,06	0,00
Empididae	<i>Hemerodromia</i>	0,05	0,14	0,68
Tipulidae	<i>Gênero 1</i>	0,76	0,00	0,00
Simuliidae	<i>Simulium</i>	0,00	0,33	33,48
Oligochaeta		1,71	31,86	0,80

Tabela 20. Abundância relativa de táxons (%) nos diferentes tipos de riachos no período chuvoso.

Ordem/família	Gênero	Natural	Restaurado	Agrícola
Odonata				
Gomphidae	<i>Progomphus</i>	4,22	0,40	0,93
	<i>Aphylla</i>	0,14	0,00	0,00
	<i>Phyllocycla</i>	0,00	0,60	0,28
Coenagrionidae	<i>Argia</i>	0,28	0,40	0,03
Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	0,00	0,00	0,48
Libellulidae		0,56	0,15	1,30
Megapodagrionidae	<i>Heteragrion</i>	0,00	0,00	0,08
Protoneuridae	<i>Protoneura</i>	0,00	0,00	0,42
Coleoptera				
Elmidae	<i>Heterelmis</i>	3,52	3,21	1,70
	<i>Hexacylloepus</i>	0,00	0,00	0,08
	<i>Macrelmis</i>	0,14	0,00	0,25
Trichoptera				
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	4,50	0,00	0,20
Odontoceridae	<i>Marilia</i>	2,11	0,05	0,00
Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>	0,00	0,05	0,00
	<i>Nyctiophylax</i>	0,14	0,00	0,00
	<i>Polyplectropus</i>	0,14	0,20	0,03
Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	0,70	0,20	4,44
	<i>Leptonema</i>	0,00	0,00	0,03
Leptoceridae	<i>Notalina</i>	0,14	0,00	0,00
	<i>Mortoniella</i>	0,00	0,00	0,14
Hemiptera				
Veliidae	<i>Rhagovelia</i>	0,14	0,00	0,03
Gerridae	<i>Trepobates</i>	0,28	0,00	0,00
	<i>Brachymetra</i>	0,14	0,00	0,08
	<i>Limnogonus</i>	0,00	0,05	0,00
Naucoridae	<i>Limnocoris</i>	3,38	0,10	0,00
Pleidae	<i>Neoplea</i>	0,42	0,00	0,00
Plecoptera				
Gripopterygidae	<i>Tupiperla</i>	0,00	0,00	0,20
Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	0,00	0,25	0,03
Ephemeroptera				
Baetidae	<i>Paracloeodes</i>	0,28	0,05	0,62
	<i>Waltzoyphius</i>	0,14	0,00	0,00
	<i>Baetodes</i>	0,00	0,10	0,20

Leptohyphidae	<i>Traverhyphes</i>	0,00	0,05	5,48
	<i>Leptohyphes</i>	0,00	0,00	0,00
Diptera		0,00	0,00	0,00
Chironomidae		73,42	69,69	31,56
Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i>	0,00	0,15	0,00
	<i>Culicoides</i>	0,00	0,45	0,00
	<i>Probezzia</i>	0,00	0,00	0,03
Empididae	<i>Hemerodromia</i>	0,00	0,00	0,28
Simuliidae	<i>Simulium</i>	0,28	1,95	46,26
Oligochaeta		4,92	21,89	4,83

Os indicadores baseados na riqueza e diversidade de macroinvertebrados indicaram variação na estrutura das comunidades dentro de riachos de uma mesma categoria, mas não indicaram diferenças significativas em decorrência dos tipos de riachos, ou mesmo das estações do ano (Figuras 24 e 25; Tabelas 21 e 22). A abundância de Chironomidae não variou significativamente entre tipos de riachos e apesar de leve tendência de diferença entre estações do ano, tal diferença não foi significativa (Figura 26; Tabela 23). As abundâncias de Oligochaeta também não diferiram significativamente entre os tipos de riachos e estações do ano (Figura 26; Tabela 24).

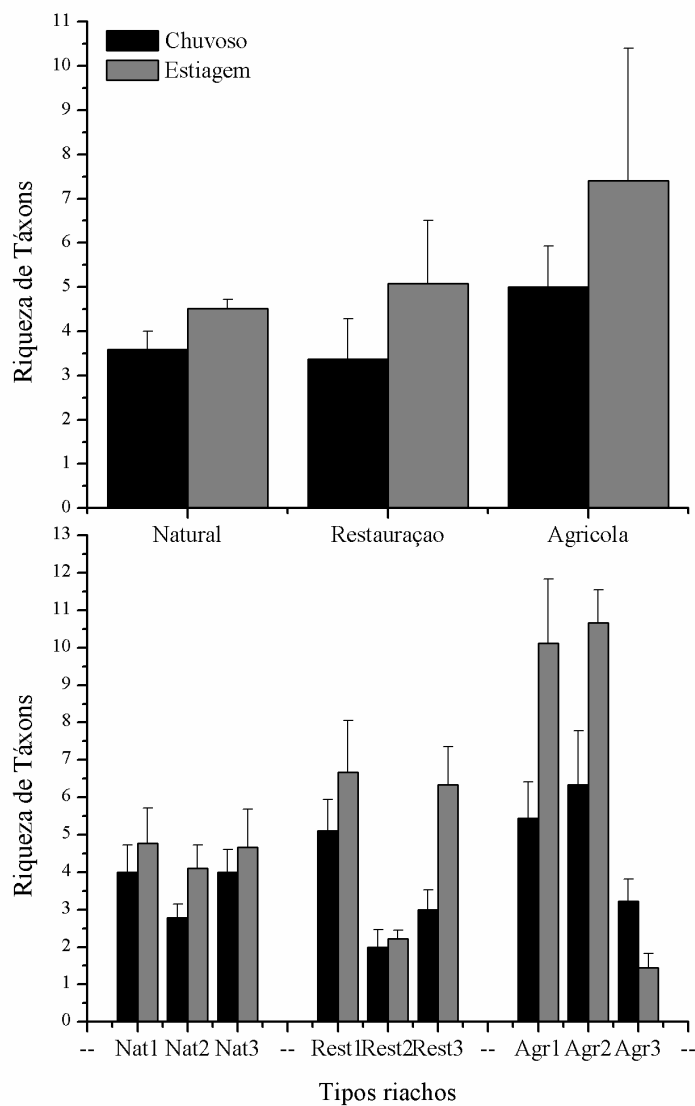


Figura 24. Média e desvio padrão da riqueza de táxons dos diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.

Tabela 21. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando riqueza de espécie dos três tipos de riachos estudados, em duas estações do ano.

Fonte de Variação	gl	QM	F	P
Estação do Ano	1	12,686	1,972	0,186
Tipos de riacho	2	8,569	1,332	0,300
Interação	2	0,824	0,128	0,881
Resíduo	12	6,431		

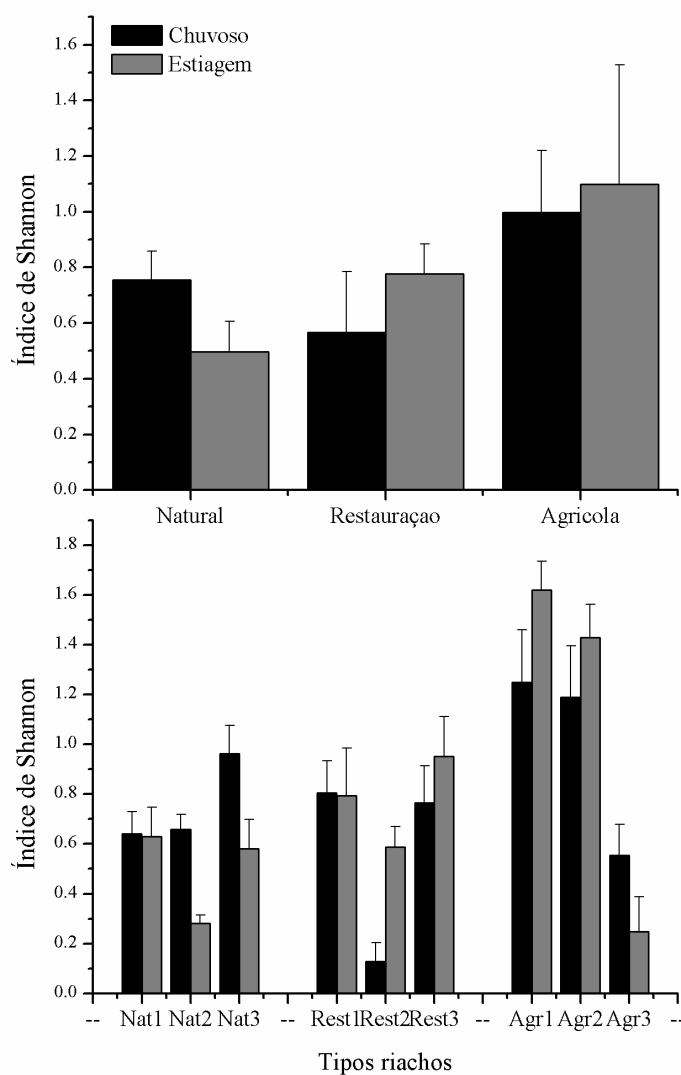


Figura 25. Média e desvio padrão do índice de Shannon de macroinvertebrados aquáticos dos diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.

Tabela 22. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando o índice de Shannon dos três tipos de riachos estudados, em duas estações do ano.

Fonte de Variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	0,002	0,010	0,922
Tipo de riacho	2	0,322	2,039	0,173
Interação	2	0,090	0,569	0,580
Resíduo	12	0,158		

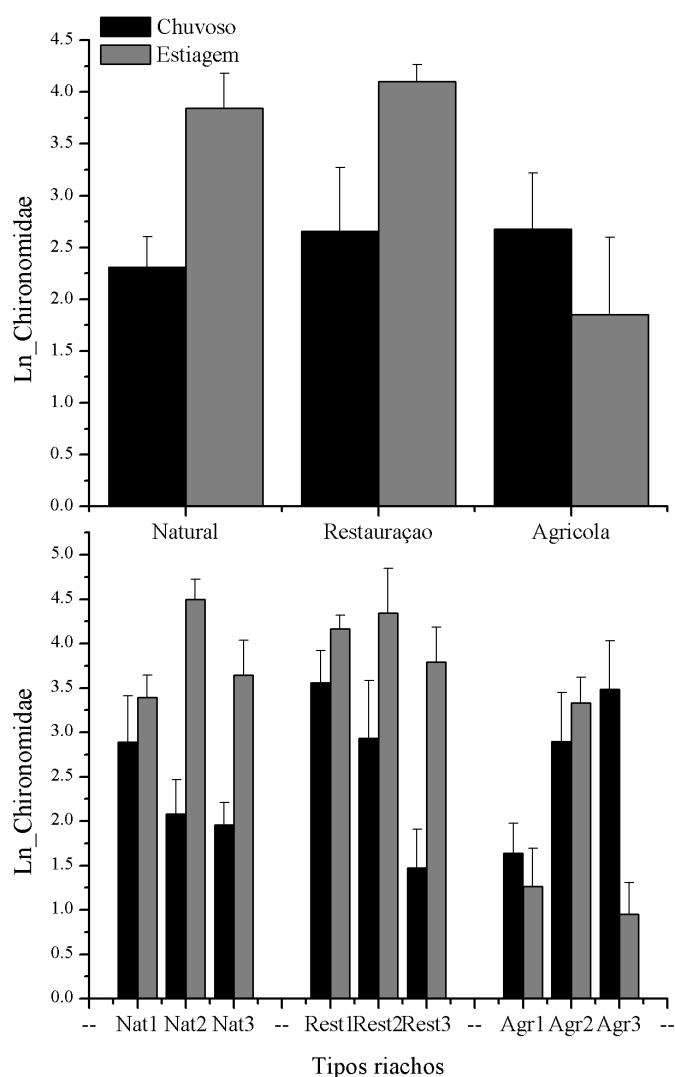


Figura 26. Média e desvio padrão da abundância de Chironomidae dos diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.

Tabela 23. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando abundância de Chironomidae dos três tipos de riachos estudados, em duas estações do ano.

Fonte de Variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	2,330	3,193	0,099
Tipo de riacho	2	1,993	2,731	0,105
Interação	2	2,683	3,677	0,057
Resíduo	12	0,730		

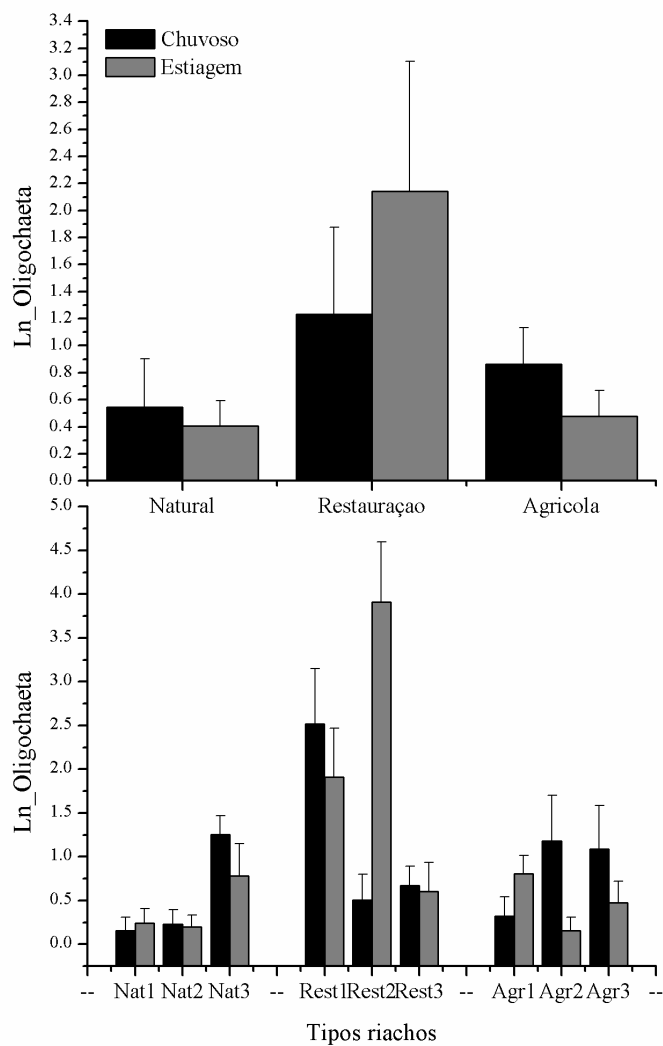


Figura 27. Média e desvio padrão da abundância de Oligochaeta dos diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.

Tabela 24. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando a abundância de Oligochaeta dos três tipos de riachos estudados, em duas estações do ano.

Fonte de Variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	0,011	0,014	0,906
Tipo de riacho	2	2,573	3,320	0,071
Interação	2	0,538	0,694	0,519
Resíduo	12	0,775		

Sobre os indicadores baseados na composição de espécies, a abundância de EPT não variou entre tipos de riachos e estações do ano (Tabela 25), porém é possível perceber uma tendência de maior abundância nos riachos agrícolas no período de estiagem (Figura 28). A proporção de EPT variou significativamente apenas entre tipos de riachos, com valores maiores nos riachos agrícolas (Figura 29; Tabela 26). A relação EPT:Chironomidae não variou entre tipos de riachos e estações do ano, porém o gráfico mostra valores maiores desta relação nos riachos agrícolas no período de estiagem (Figura 30; Tabela 27).

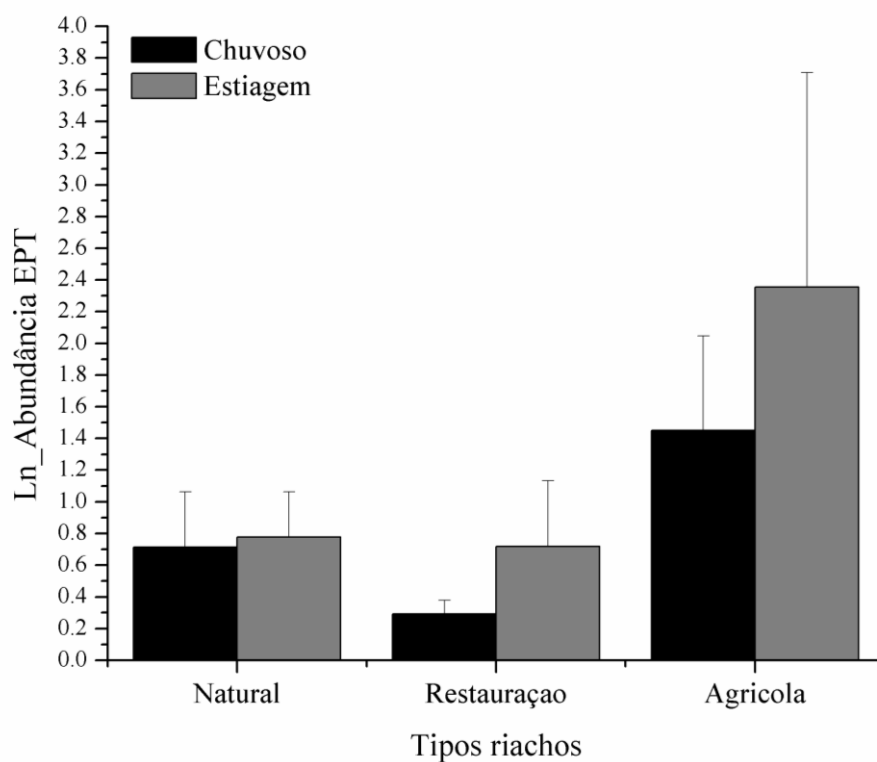


Figura 28. Abundância média e desvio padrão de táxons de EPT para os diferentes tipos de riachos e diferentes estações do ano.

Tabela 25. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando os efeitos do tipo de riacho e estação do ano na abundância total de táxons EPT nos riachos estudados.

Fonte de Variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	0,972	0,757	0,401
Tipo de riacho	2	3,352	2,612	0,114
Interação	2	0,267	0,208	0,815
Resíduo	12	1,283		

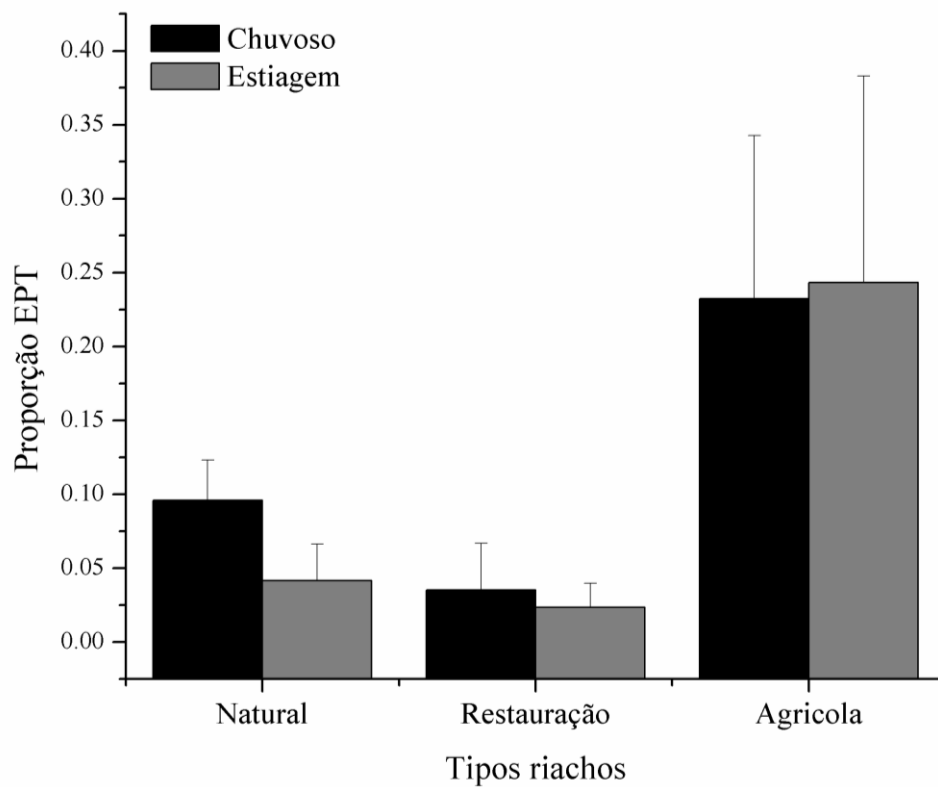


Figura 29. Média e desvio padrão da proporção de táxons de EPT para os diferentes tipos de riacho e estações do ano.

Tabela 26. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando os efeitos do tipo de riacho e estação do ano na abundância relativa de táxons EPT nos riachos estudados.

Fonte de Variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	0,002	0,089	0,771
Tipo de riacho	2	0,074	4,292	0,039
Interação	2	0,002	0,096	0,910
Resíduo	12	0,017		

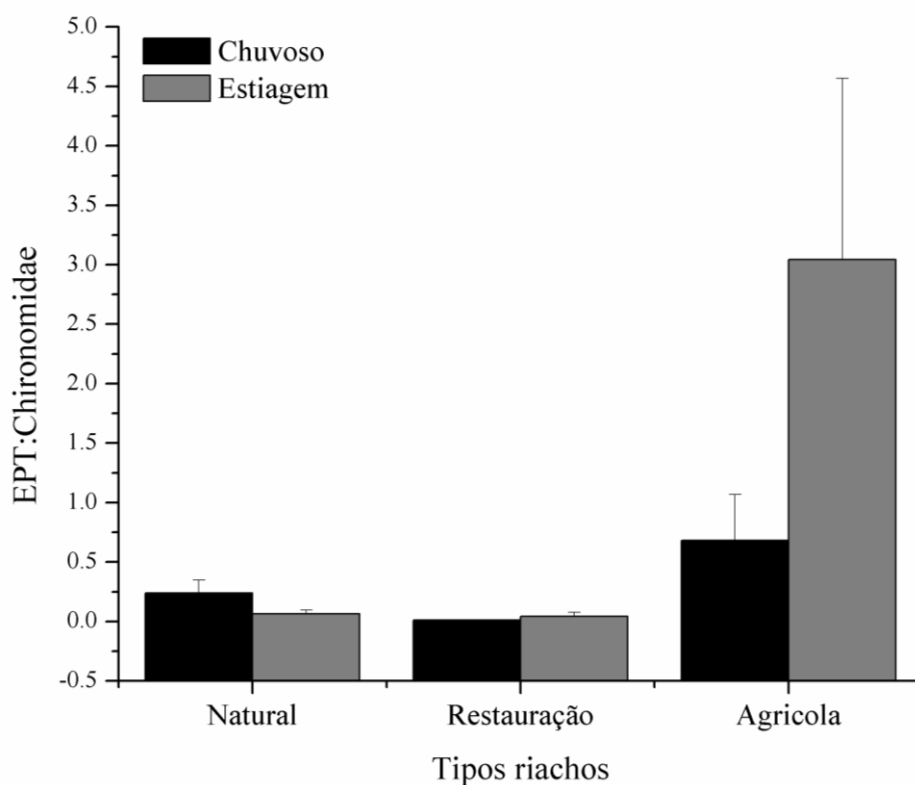


Figura 30. Média e desvio padrão da relação EPT:Chironomidade para os diferentes tipos de riacho e estações do ano.

Tabela 27. Resultados da ANOVA de dois fatores comparando os efeitos do tipo de riacho e estação do ano na riqueza de gêneros de EPT nos riachos estudados.

Fonte de Variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	1,715	1,079	0,320
Tipo de riacho	2	4,671	2,938	0,091
Interação	2	0,297	0,187	0,832
Resíduo	12	1,590		

De acordo com a PERMANOVA, a composição das comunidades de macroinvertebrados foi diferente apenas entre tipos de riachos (Tabela 28). A análise de comparações múltiplas mostrou maior similaridade entre as comunidades dos riachos agrícolas e com floresta ripária em restauração e comunidades mais distintas nos riachos naturais (Figura 31).

De acordo com a análise de SIMPER, entre riachos naturais e com floresta ripária em restauração, os táxons que contribuíram para a maior dissimilaridade entre eles foram *Progomphus*, *Marilia*, *Limnocois* e *Phylloicus* nos riachos naturais e *Oligochaeta*, *Heterelmis*, *Simulium*, *Phyllocycla*, *Chironomidae* e *Smicridea* nos riachos em restauração, representando 55,79% da variação entre eles (Tabela 29). Já entre riachos naturais e agrícolas, os táxons que contribuíram para a maior dissimilaridade entre eles foram *Progomphus*, *Marilia*, *Chironomidae* e *Limnocois* nos riachos naturais e *Simulium*, *Traverhyphes*, *Smicridea*, *Heterelmis*, *Paracloeodes* e *Libellulidae* nos riachos agrícolas, representando 52,36% da variação entre eles (Tabela 30).

Tabela 28. Resultados da PERMANOVA comparando a composição das comunidades de macroinvertebrados nos diferentes tipos de riachos estudados (natural, em restauração e agrícola) em diferentes estações do ano (estiagem e chuvoso).

Fonte de variação	gl	QM	F	P
Estação do ano	1	1073,9	0,765	0,604
Tipo de riacho	2	3994,2	2,845	0,005
Interação	2	865,86	0,617	0,871
Resíduo	12	1404,2		

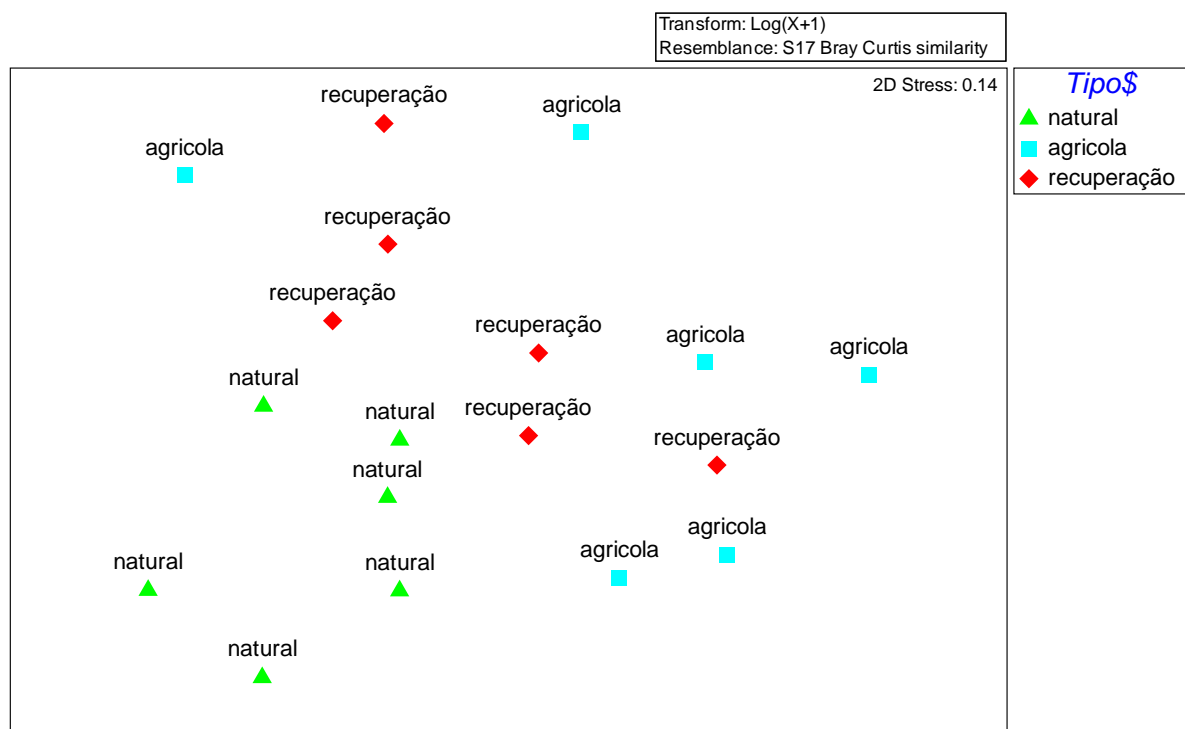


Figura 31. Resultados da análise de escalonamento multidimensional (MDS) comparando a composição das comunidades de macroinvertebrados entre tipos de riachos.

Tabela 29. Táxons com maior contribuição à dissimilaridade entre riachos naturais e com floresta ripária em restauração. A dissimilaridade média entre eles foi de 55,26%. Os valores em negrito indicam onde o táxon foi mais abundante.

Táxons	Natural	Restaurado	Diss	Contrib%	Cum.%
<i>Oligochaeta</i>	7,4	82,9	1,23	9,34	9,34
<i>Heterelmis</i>	2,9	15,8	1,67	7,42	16,75
<i>Progomphus</i>	12,7	2,1	1,23	6,49	23,24
<i>Simulium</i>	0,2	3,3	1,16	5,46	28,7
<i>Marilia</i>	3,4	0,1	1,68	5,21	33,91
<i>Phyllocycla</i>	0,2	3,7	1,35	4,82	38,73
Chironomidae	280,5	506,8	1,15	4,5	43,24
<i>Limnocois</i>	2,9	0,5	1,18	4,28	47,52
<i>Phylloicus</i>	2,4	0,0	0,76	4,27	51,78
<i>Smicridea</i>	1,1	2,1	1,16	4	55,79
<i>Culicoides</i>	0,4	1,1	1,07	2,84	58,62
Tipulidae	1,2	0,0	0,81	2,69	61,31
<i>Bezzia</i>	0,3	1,2	0,93	2,67	63,99
<i>Argia</i>	0,5	1,2	1,19	2,6	66,58
Libellulidae	0,6	1,0	1,17	2,52	69,1
<i>Cernotina</i>	0,5	1,1	1,22	2,43	71,53
<i>Paracloeodes</i>	0,3	1,0	1,15	2,19	73,72
<i>Traverhyphes</i>	0,0	1,3	0,54	2,1	75,82
<i>Rhagovelia</i>	0,7	0,3	1,38	2,09	77,91
<i>Polyplectropus</i>	0,1	0,8	0,78	2,09	80
<i>Anacroneuria</i>	0,0	1,0	0,86	1,95	81,95
<i>Hetaerina</i>	0,1	0,8	0,7	1,63	83,59
<i>Neoplea</i>	0,5	0,0	0,66	1,47	85,05
<i>Nyctiophylax</i>	0,5	0,0	0,91	1,43	86,48
<i>Hemerodromia</i>	0,1	0,4	0,61	1,17	87,65
<i>Trepobates</i>	0,3	0,0	0,64	1,1	88,75
<i>Brachymetra</i>	0,3	0,0	0,65	1,1	89,85
<i>Baetodes</i>	0,0	0,3	0,69	1,06	90,9

Tabela 30. Táxons com maior contribuição à dissimilaridade entre riachos naturais e agrícolas. A dissimilaridade média entre eles foi de 63,45%. Os valores em negrito indicam onde o táxon foi mais abundante.

Táxons	Natural	Agrícola	Diss	Contrib%	Cum.%
<i>Simulium</i>	0,2	54,7	1,34	8,95	8,95
<i>Traverhyphes</i>	0,0	21,4	1,87	6,84	15,78
<i>Smicridea</i>	1,1	16,1	1,54	5,39	21,17
<i>Heterelmis</i>	2,9	19,3	1,5	5,29	26,46
<i>Paracloeodes</i>	0,3	11,4	1,38	5,09	31,56
<i>Progomphus</i>	12,7	4,2	1,04	4,91	36,47
Libellulidae	0,6	7,2	1,5	4,73	41,2
<i>Marilia</i>	3,4	0,1	1,43	3,86	45,05
Chironomidae	280,5	151,9	1,04	3,69	48,74
<i>Limnocois</i>	2,9	0,0	1,24	3,62	52,36
Oligochaeta	7,4	17,4	1,44	3,59	55,96
Phylloicus	2,4	1,5	0,91	3,57	59,53
<i>Hemerodromia</i>	0,1	2,3	1,05	2,57	62,09
<i>Hetaerina</i>	0,1	2,5	0,95	2,43	64,53
<i>Phyllocycla</i>	0,2	2,3	1,1	2,39	66,92
<i>Hexacylloepus</i>	0,0	1,7	1,19	2,03	68,96
Tipulidae	1,2	0,0	0,77	1,99	70,95
<i>Protoneura</i>	0,0	0,8	0,62	1,91	72,86
<i>Tupiperla</i>	0,1	1,3	1,23	1,81	74,67
<i>Macrelmis</i>	0,1	0,8	0,72	1,67	76,34
<i>Anacroneuria</i>	0,0	1,4	0,86	1,63	77,98
<i>Argia</i>	0,5	0,9	1,04	1,55	79,52
<i>Baetodes</i>	0,0	1,3	0,69	1,54	81,06
<i>Rhagovelia</i>	0,7	0,7	1,16	1,4	82,47
<i>Nectopsyche</i>	0,3	0,5	0,87	1,2	83,67
<i>Brachymetra</i>	0,3	0,3	0,75	1,18	84,85
<i>Neoplea</i>	0,5	0,0	0,62	1,08	85,93
<i>Nyctiophylax</i>	0,5	0,0	0,85	1,05	86,98
<i>Cernotina</i>	0,5	0,0	0,85	1,04	88,02
<i>Waltzoyphius</i>	0,1	0,5	0,6	0,99	89,01
<i>Culicoides</i>	0,4	0,0	0,88	0,88	89,89
<i>Mortoniella</i>	0,0	0,3	0,44	0,84	90,73

Quanto aos grupos funcionais de alimentação no período de estiagem os coletores-catadores foram dominantes nos riachos naturais e com floresta ripária em restauração com 91,15% e 95,80% respectivamente; nos riachos agrícolas, a proporção de coletores-catadores foi de 50,89% e os coletores-filtradores foi o segundo grupo dominante com 43,08%. Os demais grupos representaram 8,75% nos riachos naturais, 4,20% nos riachos com floresta ripária em restauração e 6,02% nos riachos agrícolas. No período chuvoso a distribuição foi parecida. Os coletores-catadores foram dominantes nos riachos naturais e com floresta ripária em restauração, com 82,42% e 94,99% respectivamente; nos riachos agrícolas houve dominância de coletores-catadores com 44,73% e de coletores-filtradores com 50,89%. Os demais grupos representaram 17,58% nos riachos naturais, 5,01% nos riachos com floresta ripária em restauração e 4,38% nos riachos agrícolas.

Relação entre características da bacia e dos riachos e indicadores de qualidade da água dos riachos

Considerando a pouca variação entre tipos de riachos, em relação aos indicadores da qualidade da água e da estrutura e composição de comunidades de macroinvertebrados, avaliamos possíveis efeitos de variáveis do uso e ocupação do solo nas microbacias e características físicas e biológicas dos riachos estudados. Para tanto, foram realizadas análises de regressão múltipla considerando todos os riachos, de forma a identificar quais fatores podem influenciar as variáveis físicas e químicas da água, além das comunidades de macroinvertebrados.

Durante a estiagem, os indicadores das comunidades de macroinvertebrados responderam diferentemente ao uso e ocupação do solo e às características dos riachos estudados. A abundância foi positivamente relacionada à variável Morfo2, indicando maior abundância em riachos mais largos e com menor declividade (Tabela 31 e Figura 32); a riqueza de táxons foi relacionada positivamente a Morfo2 e à proporção de gramíneas na bacia, mas negativamente à proporção de sedimentos finos e LUI1 (Tabela 31). Morfo2 também influenciou positivamente o índice de diversidade de Shannon, enquanto a proporção de floresta ripária teve o efeito oposto, influenciando negativamente a diversidade (Tabela 31). Esta interação foi complexa, pois em riachos mais estreitos e com maior declividade, o aumento das florestas ripárias resultou em maior diversidade, mas apenas a partir de ao menos 5% de cobertura por floresta; em riachos com baixa cobertura de florestas ripárias, a redução da declividade e aumento da largura dos riachos resultou em aumento da diversidade (Figura 33).

Os indicadores relacionados à EPT foram fortemente relacionados a apenas um riacho (Agr2); neste riacho, no período de estiagem, a abundância deste grupo foi de 1.138

indivíduos, enquanto nos demais riachos a abundância média foi de 43,5 indivíduos, com máximo de 141 indivíduos, cerca de 12% da abundância registrada em Agr2. No período chuvoso, a abundância de EPT foi de 322 indivíduos, enquanto nos demais riachos a abundância média foi de 20, com máximo de 73 indivíduos, cerca de 23% da abundância de Agr2. Neste riacho foi verificada forte dominância de gramíneas, ocupando 82% do leito, o que não ocorreu nos demais riachos. Desta forma, quando este riacho foi incluído, a abundância de EPT foi relacionada positivamente com a cobertura por gramíneas no leito (Figura 34A), e quando removido, nenhuma outra variável foi relacionada à abundância de EPT.

A riqueza taxonômica de EPT não foi relacionada a nenhuma variável de uso e ocupação do solo e características físicas dos riachos estudados. A abundância de Chironomidae foi negativamente relacionada à proporção de gramíneas na bacia, mas positivamente relacionada à proporção de florestas ripárias (Figura 35) e a abundância de Oligochaeta foi positivamente relacionada à LUI1 (Figura 36), aumentando com o aumento da conversão da terra para atividades agrícolas e urbanas.

Tabela 31. Resultados da análise de regressão múltipla passo-a-passo avaliando o efeito do uso e ocupação do solo e características dos riachos nos indicadores de qualidade da água dos riachos estudados no período de estiagem (LnAbund = Abundância de macroinvertebrados; LnChiro = abundância de Chironomidae; LnOligo = abundância de Oligochaeta; OD = oxigênio dissolvido; PT = fósforo total).

Variável dependente	Variável preditora	Coefficiente	SE	t	P
LnAbund $R^2 = 0,63, P = 0,007$	Morfo2	0,511	0,135	3,782	0,007
	<hr/>				
Riqueza $R^2 = 0,93, P = 0,003$	Morfo2	4,304	0,565	7,613	0,002
	Finos	-0,083	0,036	-2,295	0,083
	Gram-Uso	0,822	0,315	2,610	0,059
	LUI1	-0,248	0,032	-7,684	0,002
Índice de Shannon (H')	Morfo2	0,128	0,052	2,478	0,048
	Riparia	-0,095	0,023	-4,177	0,006
LnChiro $R^2 = 0,65, P = 0,019$	Gram-Uso	-0,191	0,080	-2,391	0,054
	Riparia	0,153	0,063	2,417	0,052
LnOligo $R^2 = 0,81, P = 0,001$	LUI1	0,071	0,012	5,882	0,001
	<hr/>				
OD $R^2 = 0,41, P = 0,037$	Finos	-0,011	0,004	-2,579	0,037
	<hr/>				
PT $R^2 = 0,31, P = 0,071$	Morfo2	0,002	0,001	2,122	0,071
	<hr/>				
Amônio $R^2 = 0,83, P < 0,001$	LUI1	0,004	0,001	6,343	< 0,001
	<hr/>				

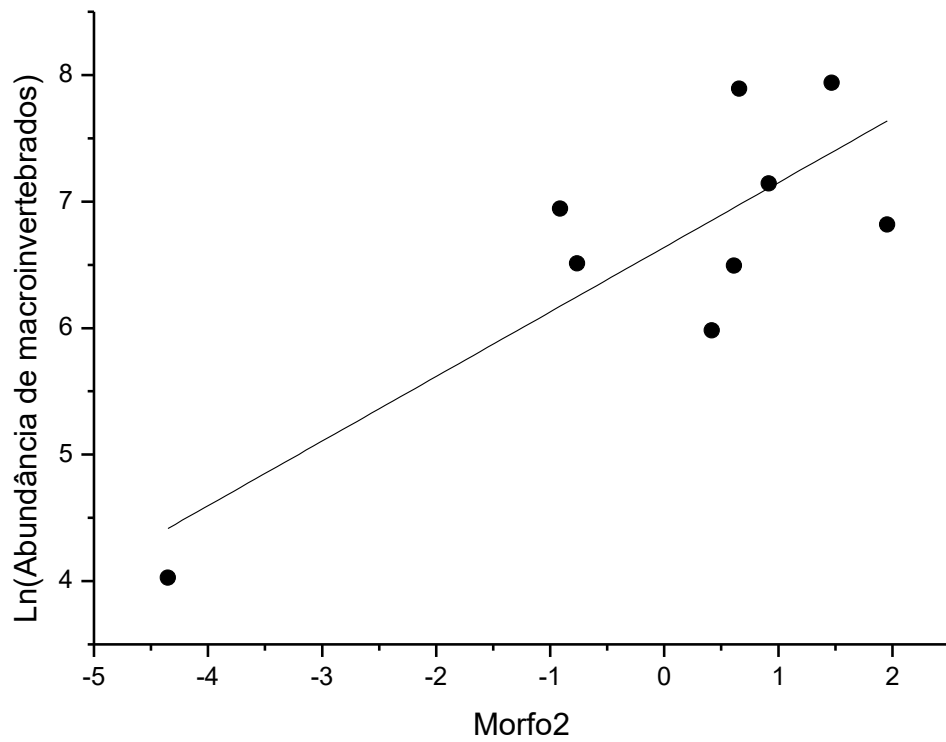


Figura 32. Relação entre abundância de macroinvertebrados e a variável Morfo2 (riachos com maior largura do leito e menor declividade) nos riachos estudados durante a estiagem. A linha indica a regressão linear ajustada.

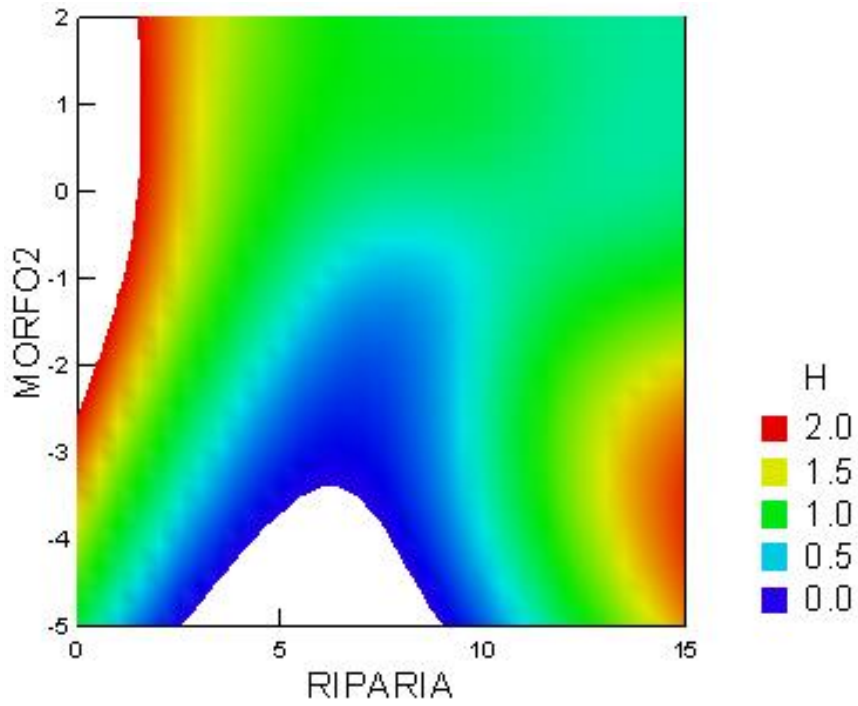


Figura 33. Efeitos conjuntos da proporção de floresta ripária (RIPARIA) e a variável Morfo2 (riachos com maior largura do leito e menor declividade) no índice de diversidade de Shannon nas comunidades de macroinvertebrados dos riachos estudados no período de estiagem.

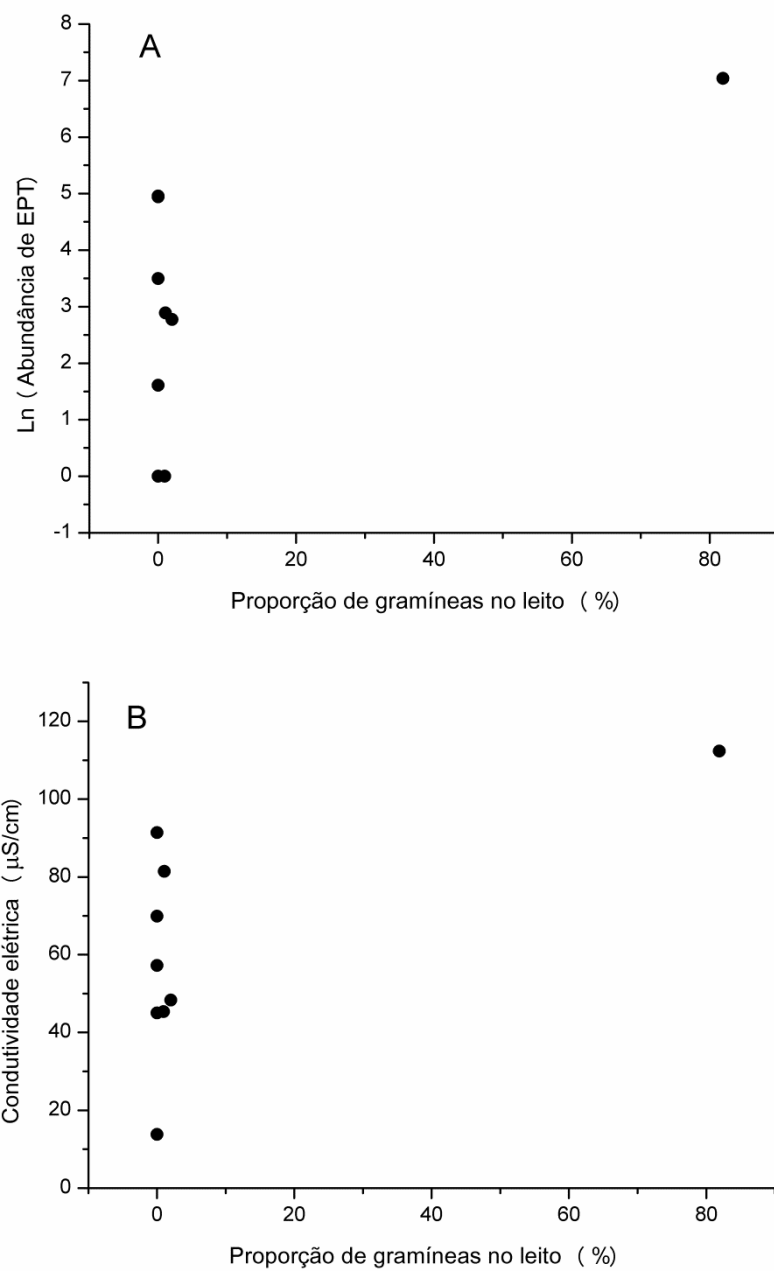


Figura 34. Relação entre (A): abundância média de EPT (em logaritmo neperiano) e (B): condutividade elétrica da proporção de gramíneas no leito dos riachos estudados durante a estiagem. O ponto em destaque refere-se ao riacho Agr2.

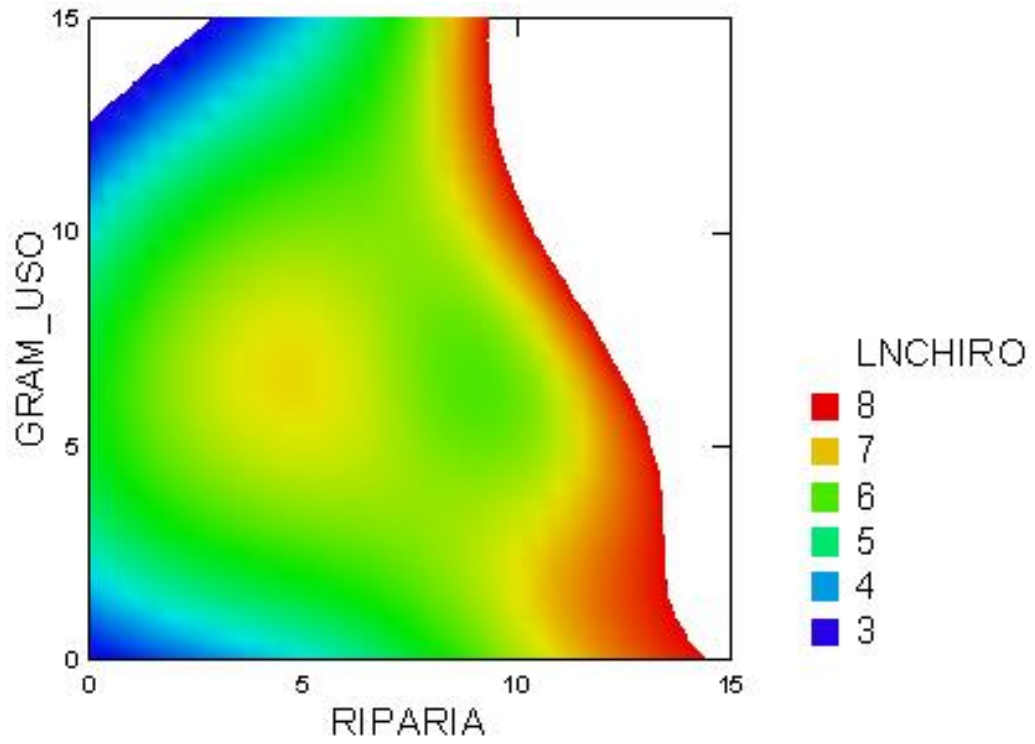


Figura 35. Efeitos conjuntos da proporção de floresta ripária (RIPARIA) e de gramíneas (GRAM_USO) das microbacias na abundância de Chironomidae nos riachos estudados durante a estiagem.

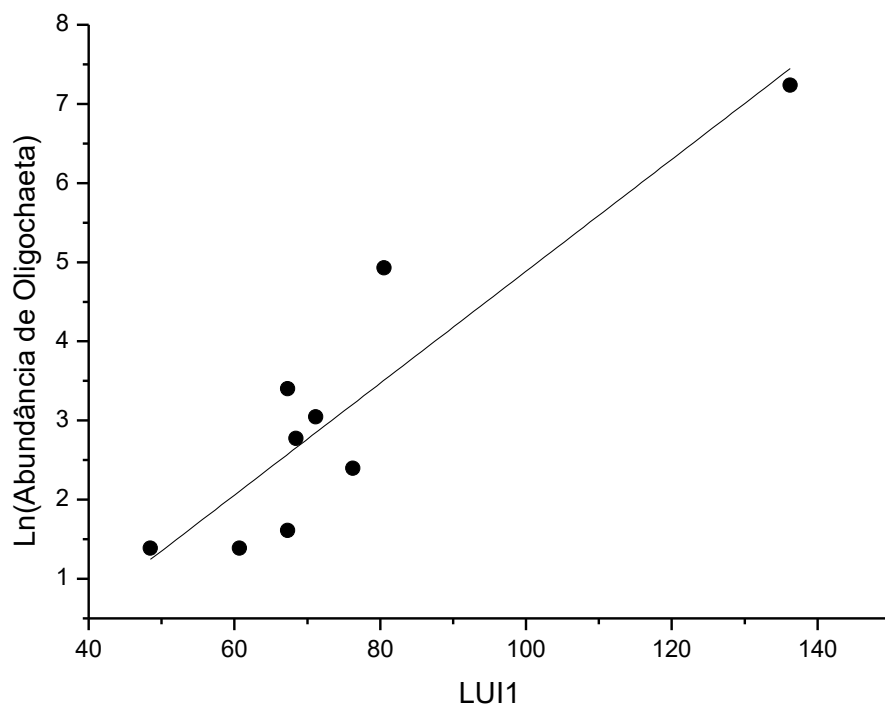


Figura 36. Relação entre a abundância de Oligochaeta e a variável LUI1 (índice 1 de uso e ocupação do solo) nos riachos estudados durante a estiagem. A linha indica a regressão linear ajustada.

Em relação às variáveis químicas, a condutividade elétrica apresentou o mesmo padrão da abundância de EPT (Figura 34B), com relação significativa em relação à proporção de gramíneas no leito dos riachos, mas quando este ponto foi removido, qualquer relação significativa deixa de existir. A concentração de oxigênio dissolvido apresentou uma relação negativa fraca com a proporção de sedimentos finos (Tabela 31; Figura 37), assim como fósforo total, que apresentou apenas uma tendência de relação positiva com Morfo2 (Figura 38); as concentrações de nitrato e nitrogênio total não foram relacionadas a nenhuma variável independente (Tabela 31). Por outro lado, a concentração de amônia teve relação positivamente forte a LUII (Tabela 31; Figura 39), respondendo ao aumento da proporção de áreas agrícolas e urbanas na bacia.

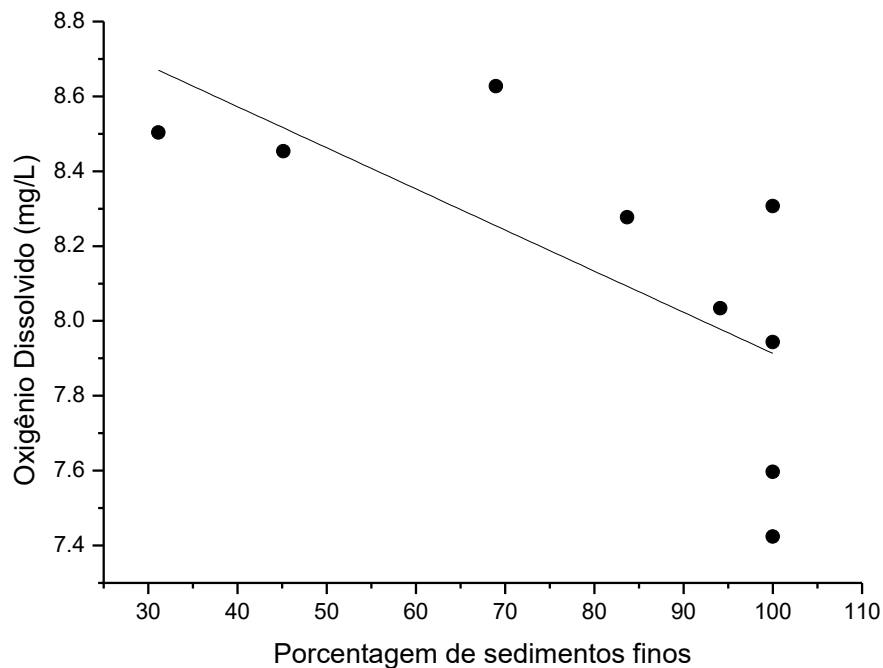


Figura 37. Relação entre as concentrações de oxigênio dissolvido e a proporção de sedimentos finos nos riachos estudados durante a estiagem. A linha indica a regressão linear ajustada.

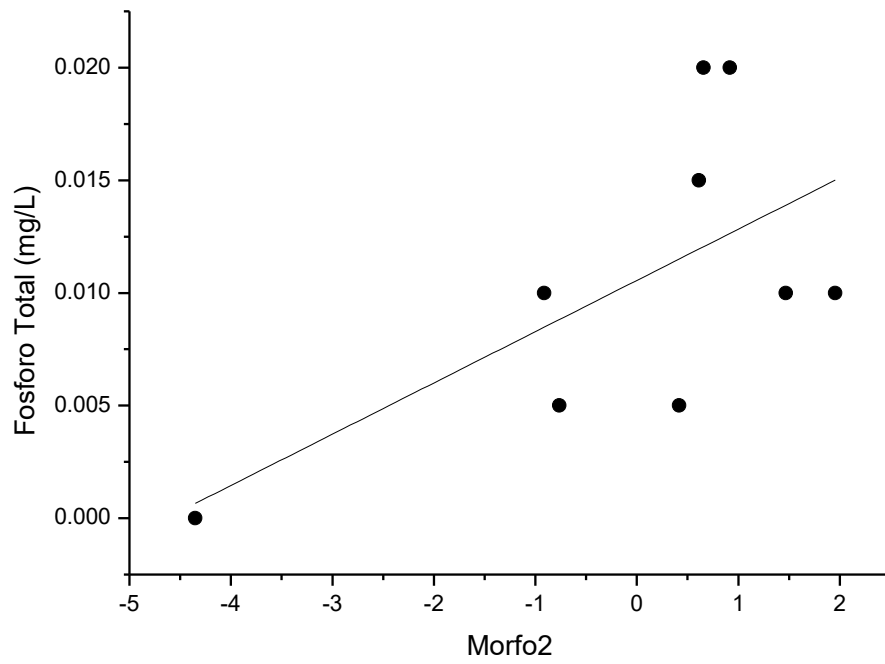


Figura 38. Relação entre as concentrações de fósforo total e a variável Morfo2 (riachos com maior largura do leito e menor declividade) nos riachos estudados no período de estiagem. A linha indica a regressão linear ajustada.

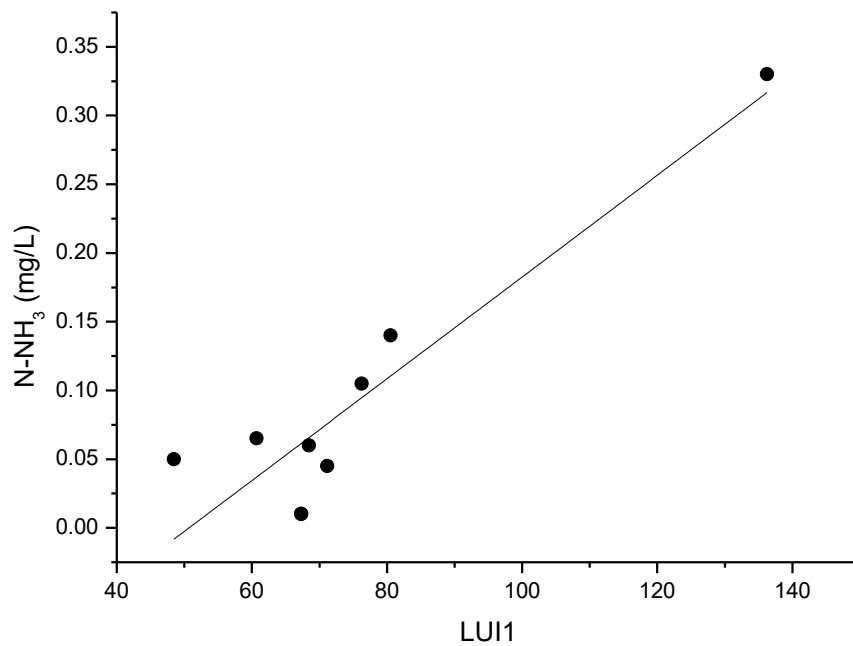


Figura 39. Relação entre as concentrações de amônia e a variável LUI1 (índice 1 de uso e ocupação do solo) nos riachos estudados durante a estiagem. A linha indica a regressão linear ajustada.

Uma vez que as características físicas dos riachos possivelmente se alteram entre as estações e não houve tempo hábil para fazer as medições de tais características no período, fizemos uma análise apenas com as três variáveis de uso e ocupação do solo para o período chuvoso. Dos indicadores das comunidades de macroinvertebrados, foi detectada apenas uma tendência a uma redução do índice de diversidade de Shannon com o aumento de LUI1 (Tabela 32, Figura 40); os demais indicadores não foram relacionados com as variáveis de uso e ocupação do solo. Da mesma forma, o oxigênio dissolvido, nitrato e NT não foram relacionados a estas variáveis. LUI1 influenciou positivamente as concentrações de fósforo total (Figura 41) e amônia (Figura 42), enquanto a condutividade elétrica foi relacionada negativamente às proporções de gramíneas e florestas ripárias na bacia (Figura 43; Tabela 32).

Tabela 32. Resultados da análise de regressão múltipla passo-a-passo avaliando o efeito do uso e ocupação do solo nos indicadores de qualidade da água dos riachos estudados no período chuvoso (LUI = Índice 1 de uso e ocupação do solo; PT = fósforo total).

Variável dependente	Variável preditora	Coefficiente	SE	t	P
Índice de Shannon (H')	LUI1	-0,015	0,007	-2,184	0,065
R ² = 0,32, P = 0,065					
Condutividade	Gram-Uso	-5,350	1,941	-2,757	0,033
	Riparia	-5,493	1,536	-3,576	0,012
PT	LUI1	0,004	0,001	5,894	0,001
R ² = 0,81, P = 0,001					
Amônio	LUI1	0,006	0,001	5,033	0,002
R ² = 0,75, P = 0,002					

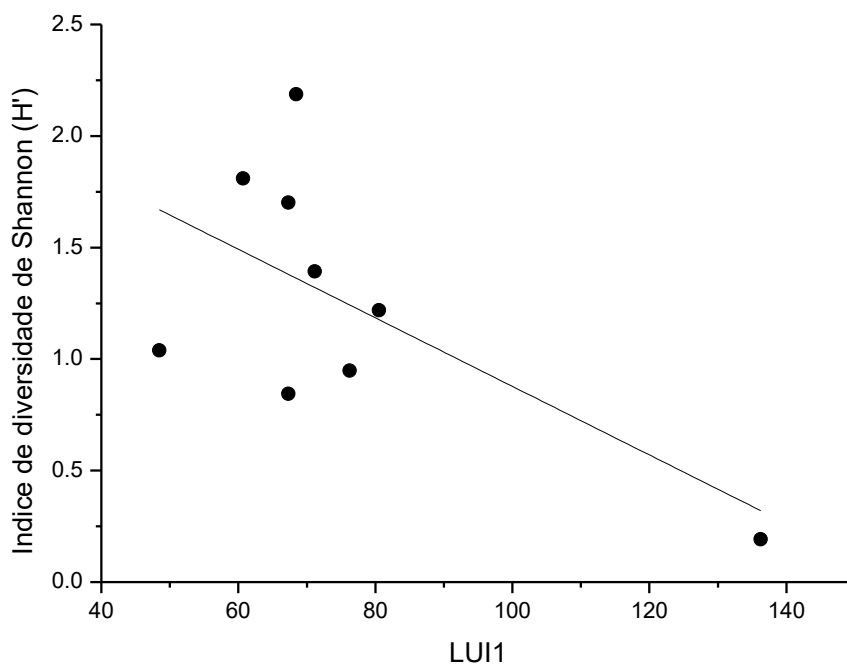


Figura 40. Relação entre índice de diversidade de Shannon (H') e a variável LUI1 (índice 1 de uso e ocupação do solo) nos riachos estudados no período chuvoso. A linha indica a regressão linear ajustada.

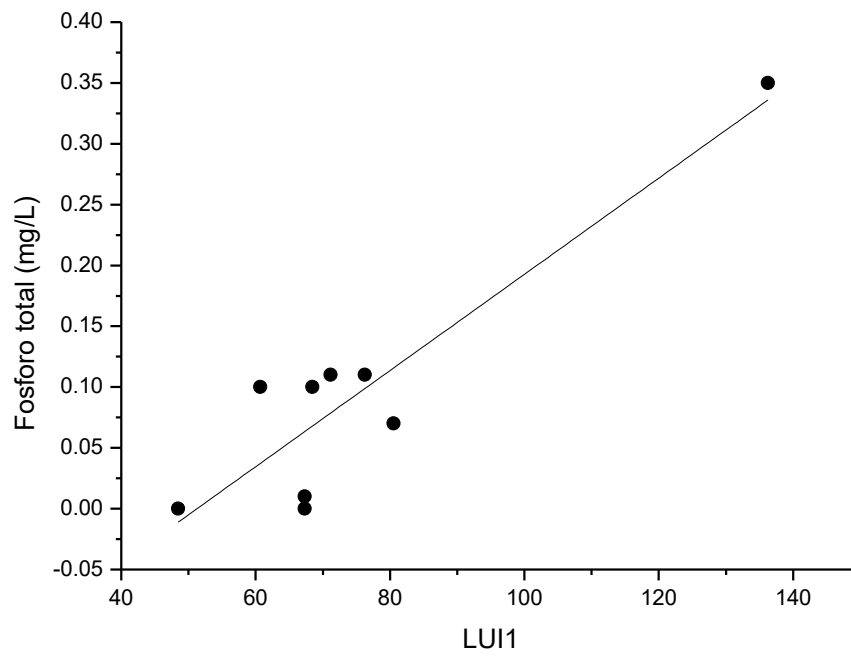


Figura 41. Relação entre as concentrações de fósforo total e a variável LU11 (índice 1 de uso e ocupação do solo) nos riachos estudados no período chuvoso. A linha indica a regressão linear ajustada.

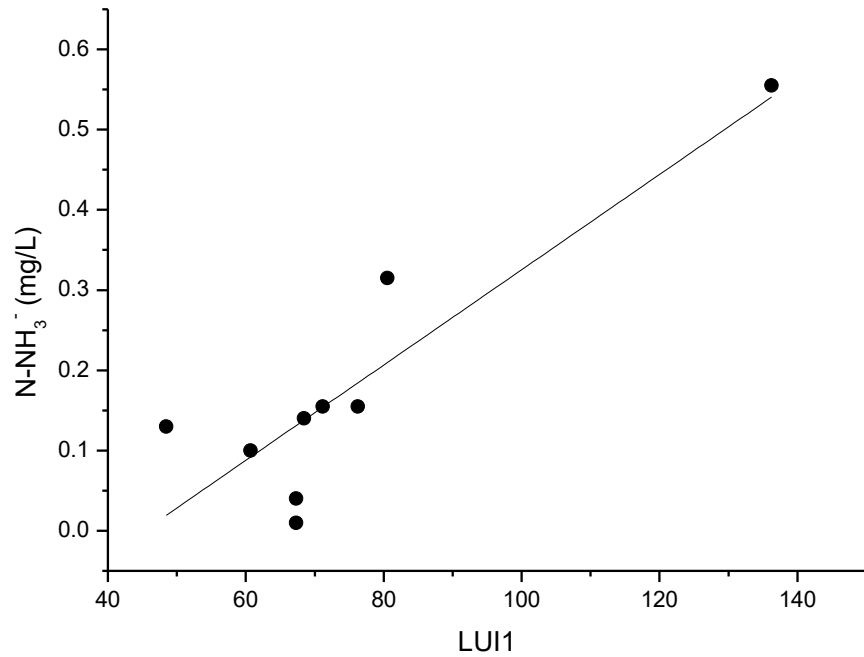


Figura 42. Relação entre as concentrações de amônia e a variável LUI1(índice 1 de uso e ocupação do solo) nos riachos estudados no período chuvoso. A linha indica a regressão linear ajustada.

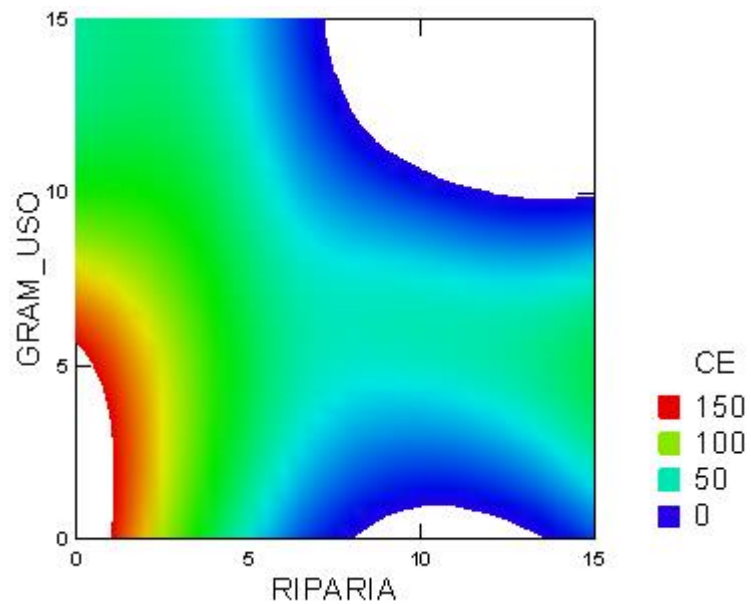


Figura 43. Efeitos conjuntos da proporção de floresta ripária (RIPARIA) e de gramíneas nas microbacias (GRAM_USO) na condutividade elétrica (CE) dos riachos no período chuvoso.

Influência das variáveis do uso e ocupação do solo e das características dos riachos sobre a composição das comunidades de macroinvertebrados

Para o período de estiagem, os dois primeiros eixos do CCA explicaram 55,9% da variância, sendo que o primeiro eixo explicou 36,8% (autovalor = 0.377) e o segundo eixo explicou 19,1% (autovalor = 0,195). O primeiro eixo separou principalmente riachos com maior proporção de folhedo no leito dos riachos e também com maior proporção de florestas ripárias (Figura 44), incluindo os riachos naturais e também o Rest1, daqueles riachos com maior proporção de gramíneas no leito e de mesohabitats rápidos (Agr2) e também dos riachos mais largos e com menor declividade (Agr1 e Rest3). Nos riachos naturais, os tricópteros *Nyctiophilax*, *Marilia* e *Phylloicus*, além do hemíptero *Limnocoris* e tipulídeos se destacam (Figura 44), enquanto a maior parte dos demais táxons foi associada a riachos com maior proporção de gramíneas no leito e riachos mais largos e com menor declividade, especialmente Agr1, Agr2 e Rest3, que apresentaram a maior riqueza de táxons (27, 24 e 23 respectivamente), enquanto os demais riachos apresentaram em média 13 táxons. O segundo eixo foi associado especialmente a LUI1, ou seja, com maior proporção de atividades agrícolas e estruturas urbanas na bacia dos riachos Agr3 e Rest2, com tendência a uma associação com Chironomidae e Oligochaeta (Figura 44).

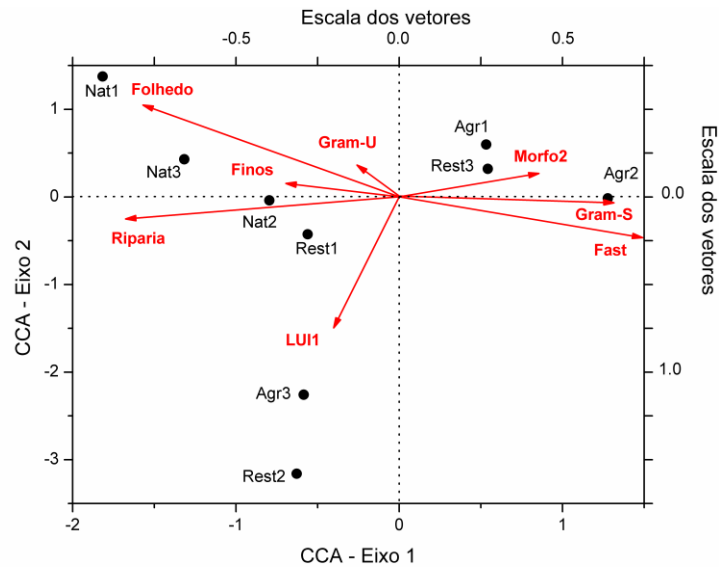
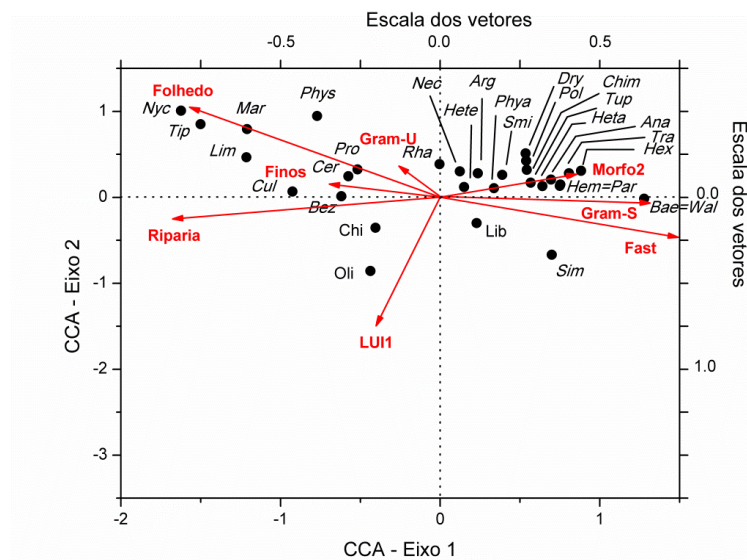
A**B**

Figura 44. Resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para o período de estiagem indicando a ordenação dos riachos (A) e táxons (B) em relação à variáveis de uso e ocupação do solo e características dos riachos (em vermelho). Código para os táxons: Ana=Anacroneuria, Arg=Argia, Bae=Baetodes, Bez=Bezzia, Cer=Cernotina, Chim=Chimarra, Chi=Chironomidae, Cul=Culicoides, Dry=Dryops, Hem=Hemerodromia, Heta=Hetaerina, Hete=Heterelmis, Hex=Hexacylloepus, Lib=Libellulidae, Lim=Limnocois, Mar=Marilia, Nec=Nectopsyche, Nyc=Nyctiophylax, Oli=Oligochaeta, Par=Paracloeodes, Phya=Phyllocycla, Phys=Phylloicus, Pol=Polypsectropus, Pro=Progomphus, Rha=Rhagovelia, Sim=Simulium, Smi=Smicridea, Tip=Tipulidae1, Tra=Traverhyphes, Tup=Tupiperla, Wal=Waltzoyphius.

As análises do período chuvoso, considerando apenas as variáveis de uso e ocupação do solo, resultaram em padrões diferentes. Os dois primeiros eixos do CCA explicaram 84,6% da variância, sendo que o primeiro eixo explicou 52,1% (autovalor = 0,238) e o segundo eixo explicou 32,5% (autovalor = 0,149). O primeiro eixo foi associado basicamente com a proporção de florestas ripárias, separando áreas com maior proporção (riachos naturais) daquelas com menor proporção (riachos agrícolas), enquanto os riachos com floresta ripária em restauração foram ordenados em posições intermediárias (Figura 43). Novamente, os riachos naturais foram associados com os tricópteros *Marilia* e *Phylloicus*, e com o hemíptero *Limnocoris* (Figura 45). O segundo eixo foi associado com a proporção de gramíneas na bacia, separando principalmente os riachos Agr1 e Agr3 (Figura 45), com maiores valores de gramíneas e associação com *Macrelmis* (Coleoptera), *Mortoniella* (Trichoptera) e *Protoneura* (Odonata). Por outro lado, riachos com menor proporção de gramíneas como Agr2, Rest1 e Rest3 foram associados com *Anacroneuria* (Plecoptera), *Baetodes* (Ephemeroptera) *Culicoides* (Diptera), além de *Hetaerina* e *Phyllocycla* (Odonata) (Figura 45).

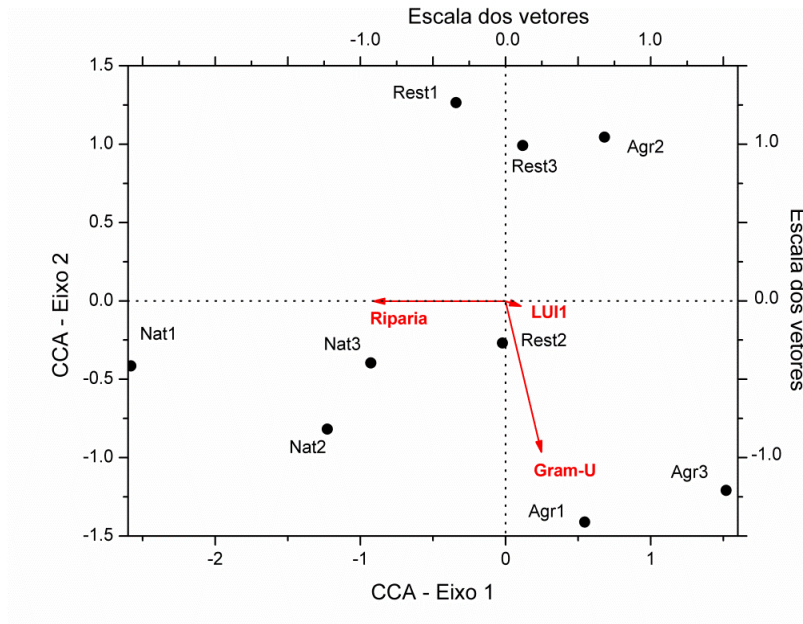
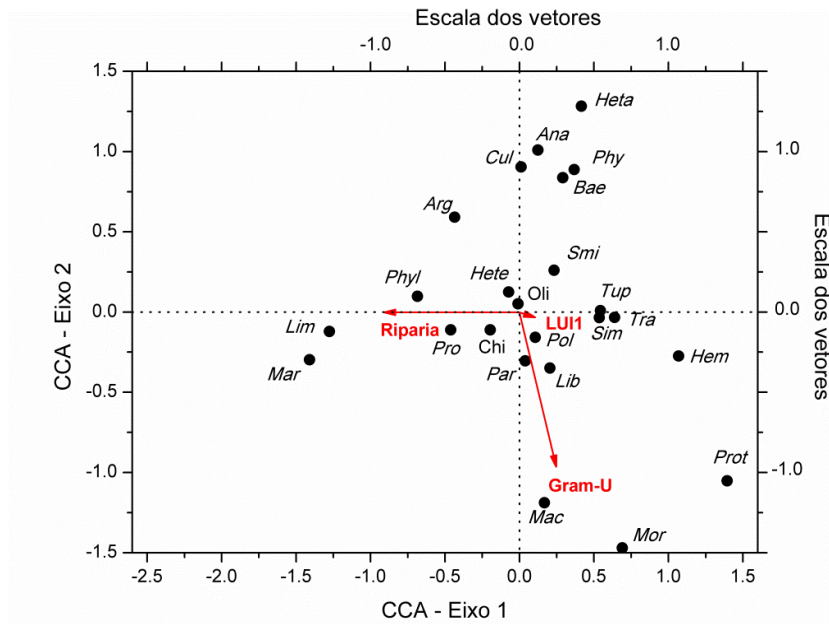
A**B**

Figura 45. Resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para o período chuvoso indicando a ordenação dos riachos (A) e táxons (B) em relação às variáveis de uso e ocupação do solo (em vermelho). Código para os táxons: Ana=Anacroneuria, Arg=Argia, Bae=Baetodes, Chi=Chironomidae, Cul=Culicoides, Hem=Hemerodromia, Heta=Hetaerina, Hete=Heterelmis, Lib=Libellulidae, Lim=Limnocois, Mac=Macrelmis, Mar=Marilia, Mor=Mortoniella, Oli=Oligochaeta, Par=Paracloeodes, Phy=Phyllocycla, Phyl=Phylloicus, Pol=Polyplectropus, Pro=Progomphus, Prot=Protoneura, Sim=Simulium, Smi=Smicridea, Tra=Traverhyphes, Tup=Tupiperla.

DISCUSSÃO

A restauração de florestas ripárias tem como principal objetivo recuperar a integridade ecológica de riachos, especialmente aqueles de baixa ordem em paisagens rurais e urbanizadas. O presente estudo mostrou que a recuperação da qualidade da água e da biodiversidade aquática de riachos tropicais em resposta a restauração da floresta ripária pode ser lenta, particularmente numa paisagem fortemente degradada como a região estudada, e que as atividades humanas na bacia, como o cultivo de cana-de-açúcar e urbanização, podem influenciar a condição de riachos e mascarar os efeitos das florestas em restauração.

No presente estudo, as microbacias estudadas apresentaram de 55,2 a 83,3% do espaço ocupado por cultura de cana-de-açúcar e, em microbacias com menor incidência de agricultura, o uso da paisagem para a construção de estradas e infraestrutura urbana também foi expressiva, possivelmente contribuindo para aumentar a degradação dos riachos e reduzir os efeitos das florestas ripárias em restauração.

Vários estudos têm mostrado que diferentes escalas espaciais podem influenciar a condição local dos ecossistemas de riachos. Por exemplo, MISERENDINO et al. (2011), encontraram relação negativa da intensidade de uso do solo (urbanização e pastagem) e a qualidade da água de riachos na Patagônia; CLAPCOTT et al. (2012), ao relacionarem distintas categorias de cobertura do solo (florestal nativa, agrícola e urbana) a diferentes indicadores da integridade de riachos (qualidade da água, biodiversidade e processos ecossistêmicos), encontraram que todos os indicadores declinaram em resposta ao desmatamento e aumento da urbanização. Por outro lado, SHELDON et al. (2012), encontraram forte relação da floresta ripária em escala local com a integridade de riachos. Estes resultados sugerem que alterações tanto em nível de bacia hidrográfica, quanto

alterações locais, na escala da floresta ripária, podem influenciar as características de riachos (MERRITT et al., 2010; SOUZA et al., 2013; TANAKA et al., 2016). Assim, a recuperação de riachos pode depender de fatores operando na escala da bacia hidrográfica, como também de fatores locais (NILSSON et al., 2015).

Neste estudo, a floresta ripária em restauração não mostrou influência significativa nos indicadores avaliados da qualidade da água de riachos, não corroborando a hipótese inicial 1. Por exemplo, o oxigênio dissolvido foi menor no período chuvoso em todos os tipos de riachos, mas de modo geral foi bom nas estações estudadas, dificultando relacionar qualquer melhoria deste indicador à floresta ripária em restauração. O pH da água foi mais ácido nos riachos naturais e mais alcalino nos riachos agrícolas; os riachos com floresta ripária em restauração foram intermediários. Apesar das diferenças, os valores de pH encontrados entre tipos de riachos em ambas as estações foram próximos do neutro.

Os valores de fósforo total, assim como os de fósforo dissolvido, foram mais elevados no período chuvoso nos riachos com floresta ripária em restauração. Os valores de amônia foram diferentes entre tipos de riachos e também foram maiores nos riachos com floresta ripária em restauração no período chuvoso. Estes resultados podem estar relacionados com a maior entrada de fósforo e nitrogênio por escoamento superficial nos riachos em restauração durante as chuvas. Em bacias hidrográficas dominadas pela agricultura, grandes quantidades de fósforo e nitrogênio ficam disponíveis no ambiente terrestre e podem ser carregadas diretamente para os ambientes aquáticos em períodos de chuva (BAER, 2016). Assim, a condição ambiental da bacia hidrográfica pode estar influenciando os efeitos locais das florestas ripárias em restauração nos riachos, suportando a hipótese 2 deste estudo. De fato, as bacias hidrográficas dos riachos em restauração tiveram valores maiores do índice de uso da

terra LUI1 que indica maior pressão das atividades humanas na bacia. Os demais indicadores da qualidade da água avaliados não variaram significativamente entre os tipos de riachos e estações do ano.

As comunidades de macroinvertebrados aquáticos não foram influenciadas pela floresta ripária em restauração, contradizendo a hipótese inicial 3. A estrutura das comunidades de macroinvertebrados aquáticos não melhorou em riachos com floresta ripária em restauração. Os indicadores de abundância, riqueza de táxons, diversidade de Shannon, abundância de Chironomidade não variaram significativamente entre tipos de riachos e estações do ano e não mostraram valores melhores nos riachos com floresta ripária em restauração. Os Oligochaeta também não mostraram diferenças significativas, porém é possível perceber maiores valores de abundância nos riachos com floresta ripária em restauração. Estes organismos são mais tolerantes à degradação ambiental e geralmente ocorrem em maior densidade em riachos degradados (CALLISTO et al., 2001), sugerindo que os riachos em restauração avaliados neste estudo ainda apresentam características de riachos degradados. A abundância de Oligochaeta foi positivamente relacionada ao índice de uso e ocupação do solo (LUI1), confirmando o forte efeito da condição da bacia hidrográfica nestes riachos.

Os indicadores relacionados à EPT não melhoraram nos riachos com floresta ripária em restauração. No entanto, este indicador foi positivamente relacionado a apenas o riacho Agr 2. Diferente dos demais riachos agrícolas avaliados, este riacho teve alta porcentagem de gramíneas no seu leito, aproximadamente 82%. Gramíneas no leito de riachos podem aumentar a disponibilidade de habitats e alimento e podem reduzir os efeitos dos distúrbios de fluxo, melhorando a resistência das comunidades aquáticas (FONSECA & TANAKA, 2015).

De fato, a abundância de EPT foi positivamente relacionada à porcentagem de gramíneas no leito. Assim, a complexidade apresentada pelas gramíneas no leito de riachos mostrou ter efeitos positivos para as comunidades de macroinvertebrados aquáticas, no entanto é preciso analisar com cautela este resultado, pois pode ser prejudicial às ações futuras de restauração de florestas ripárias (BUNN et al., 1998; FONSECA & TANAKA, 2015). A PERMANOVA mostrou que a composição das comunidades de macroinvertebrados aquáticos dos riachos agrícolas e em restauração não diferiu significativamente, mas a composição dos riachos naturais foi significativamente diferente dos demais tipos de riachos. Este resultado indica que os riachos com floresta ripária em restauração e os riachos agrícolas apresentam características ainda similares que permitem sustentar comunidades aquáticas parecidas. De fato, o primeiro eixo da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis morfológicas dos riachos, denominado Morfo1, mostrou que os riachos agrícolas e os com floresta ripária em restauração apresentaram características de profundidade, largura, vazão e sinuosidade parecidas e foram separados dos riachos naturais que apresentaram maior sinuosidade e foram mais rasos e com menor vazão. Da mesma forma, as variáveis que descrevem a complexidade do leito de riachos mostraram que os riachos agrícolas e aqueles com floresta em restauração tiveram leitos mais simplificados e homogêneos, enquanto os riachos naturais foram mais complexos e heterogêneos com maior proporção de folheto e maior variabilidade de mesohabitats. Estes resultados suportam a hipótese 4, de que a floresta ripária em restauração, após 10 anos de implementação dos projetos, não melhorou a heterogeneidade e complexidade do leito dos riachos.

Riachos mais heterogêneos são reconhecidos por apresentarem maior variabilidade na composição das comunidades biológicas (HEINO et al., 2004; COSTA & MELO 2008) o que pode explicar a separação das comunidades entre estes tipos de riachos.

A importância da floresta ripária para os ecossistemas de riachos é bem reconhecida em todo o mundo (NAIMAN & DÉCAMPS, 2005; PUSEY & ARTHINGTON, 2003; SOUZA et al., 2013), mas poucos estudos avaliaram os efeitos de florestas ripárias em restauração nos ecossistemas de riachos, particularmente em regiões tropicais em desenvolvimento que ainda sofrem com modelos de uso e ocupação do solo intensos e pouco sustentáveis em suas bacias hidrográficas. Considerando estudos em outras regiões, PARKYN et al., (2003) e COLLINS et al., (2013) compararam trechos de zona ripária restaurados e trechos controle não restaurados em riachos da Nova Zelândia para avaliar os efeitos da restauração de zonas ripária na qualidade da água e nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos. PARKYN et al. (2003), não encontraram mudanças significativas destes indicadores nos trechos de zona ripária restaurada com idade variando de 2 a 24 anos, enquanto COLLINS et al. (2013), encontraram que os trechos com zona ripária restaurada melhoraram apenas alguns parâmetros da qualidade da água, como oxigênio dissolvido e turbidez, porém os resultados foram pouco consistentes dentro das escalas de tempo examinadas, que variaram entre 2, 4, 5 e 20 anos. Ambos os estudos sugerem que a influência de florestas ripárias em restauração nos indicadores avaliados pode ser lenta e levar décadas para acontecer. STRANKO et al. (2011), compararam comunidades de peixes e macroinvertebrados de riachos urbanos restaurados, riachos urbanos não restaurados, riachos não urbanos e riachos de referência minimamente alterados nos Estados Unidos e não encontraram diferenças significativas entre os riachos urbanos restaurados e demais riachos

urbanos, sugerindo pouco sucesso de zonas ripárias plantadas e restauração da morfologia do canal nas comunidades avaliadas dentro das escalas de tempo examinadas. NILSSON et al., (2015) revisaram 18 casos de estudos de projetos de restauração de riachos boreais e concluíram que, nestes sistemas, o tempo de resposta das comunidades de macroinvertebrados aquáticos pode ser lento e levar décadas. Por outro lado, JOWETT et al. (2009), estudando dois riachos com zona ripária restaurada na Nova Zelândia, encontraram uma melhora razoável nas comunidades biológicas após uma década de implantação do projeto de restauração.

Em sistemas tropicais, geralmente a presença de remanescentes florestais tem forte influência nos indicadores biológicos e da qualidade da água em escala local (FERNANDES et al., 2014; SUGA & TANAKA, 2013). No entanto, assim como nos estudos citados acima, o presente estudo não encontrou mudança significativa na qualidade da água e nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos em resposta à floresta ripária em restauração após 10 e 13 anos de implantação dos projetos, sugerindo a necessidade de mais tempo para que ocorra a recuperação destes indicadores.

Este estudo preenche uma lacuna importante de conhecimento, uma vez que estudos avaliando os efeitos de florestas em restauração nos ecossistemas aquáticos são escassos no país, mesmo que estes projetos tenham como principal objetivo a recuperação da qualidade da água e da biodiversidade de corpos d'água em bacias hidrográficas. Além disso, é importante ressaltar que os resultados apresentados não diminuem de forma alguma a importância das estratégias de restauração de florestas ripárias para os ecossistemas de riachos, principalmente em bacias hidrográficas fortemente alteradas pelas atividades humanas. Ao contrário, os resultados sugerem a necessidade de se investir ainda mais em estudos de avaliação e

monitoramento em longo prazo, integrando novos projetos de restauração de floresta ripária em bacias hidrográficas com diferentes intensidades de degradação humana, para se compreender e melhorar os seus efeitos na qualidade da água e na biodiversidade dos ecossistemas aquáticos. Além disso, algumas estratégias de restauração de riachos tropicais poderiam levar em consideração a recuperação da qualidade dos habitats no leito de riachos que possibilitaria maior diversidade de macro e microhabitats disponíveis para as comunidades aquáticas, auxiliando na recuperação da biodiversidade destes ecossistemas. Assim, projetos de restauração futuros que integrem a recuperação de florestas ripárias, a recuperação de habitats dentro de riachos e o uso sustentável de terras em bacias hidrográficas poderão ser mais efetivos e podem ter mais sucesso em recuperar a qualidade da água e as comunidades dos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land-use on river ecosystems. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, 35: 257–284.

ALLAN, J.D.; CASTILLO, M.M. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. 2 ed. Springer, p. 429, 2007.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and wastewater**. 21 ed. Washington. 2005.

ATTANASIO, C.M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M.J.B.; JUNIOR, J.C.T.V.; DE PAULA LIMA, W. 2012. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, 71(4): 493-501.

BAER, S.G. Nutrients dynamics as determinants and outcomes of restoration. In: PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B.; FALK, D.A. **Foundations of restoration ecology**. Society for ecological restoration international. 2ed. Island press, 2016.

BUNN, S.E.; DAVIES, P.M; KELLAWAY, D.M.; PROSSER, I.P. 1998. Influence of invasive macrophytes on channel morphology and hydrology in an open tropical lowland stream, and potential control by riparian shading. **Freshwater Biology**, 39: 171–178.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira Recursos Hídricos**, 6(1): 71-82.

CHAO, A.; SHEN, T.J. 2003. Nonparametric estimation of Shannon's index of diversity when there are unseen species in sample. **Environmental and Ecological Statistics**, 10: 429–443.

CLAPCOTT, J.E.; COLLIER, K.J.; DEATH, R.G.; GOODWIN, E.O.; HARDING, J.S.; KELLY, D.J.; LEATHWICK, J.R.; YOUNG, R.G.; 2012. Quantifying the relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. **Freshwater Biology**, 57: 74–902.

CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, 18: 117–143.

COLLINS, K.E.; DOSCHER, C.; RENNIE, H.G.; ROSS, J.G. 2013. The effectiveness of riparian 'restoration' on water quality - a case study of lowland streams in Canterbury, New Zealand. **Restoration Ecology**, 21: 40–48.

COSTA SS; MELO A. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia**, 598:131–138.

COSTANZA, R.; d'ARGE, R.; GROOT, R.; FARBERK, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEIL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTONKK, P.; VAN DEN BEL, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, 387: 253-260.

CUMMINS, K.W.; MERRITT R.W.; ANDRADE, P.C.N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies in Neotropical Fauna and the Environment**, 40: 69-89.

FAUSTINI, J.M.; KAUFMANN, P.R. 2007. Adequacy of visually classified particle count statistics from regional stream habitat surveys. **Journal of the American Water Resources Association**, 43(5): 1293–1315.

FERNANDES, J.D.F.; DE SOUZA, A.L.; TANAKA, M.O. 2014. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. **Hydrobiologia**, 724(1): 175–185.

FONSECA, D.G.; TANAKA, M.O. 2015. Influence of an exotic grass on benthic macroinvertebrate communities in a tropical rural landscape. **Hydrobiologia**, 762(1): 239-251.

FRISSELL, C.A.; LISS, W.J; WARREN, C.E.; HURLEY, M.D. 1986. Hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. **Environmental Management**, 10: 199-214.

GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M.; GARCÍA DE JALÓN, D.D. 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. **Limnetica**, 25: 389-402.

HEINO J; LOUHI P; MUOTKA T. 2004. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. **Freshwater**

IGNÁCIO, E.D.; ATTANÁSIO, C.M.; TONIATO, M. T. Z. 2007. Monitoramento de plantios de restauração de florestas ciliares: Microbacia do Ribeirão São João, Mineiros do Tietê, SP. **Revista Instituto Florestal**, 31: 219-223.

JACKSON, C.R.; LEIGH, D.S.; SCARBROUGH, S.L.; CHAMBLEE, J.F. 2015. Herbaceous versus forested riparian vegetation: narrow and simple versus wide, woody and diverse stream habitat. **River Research and Applications**, 31: 847–857.

JACKSON, D.A. 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. **Ecology**, 74(8): 2204–2214.

JOST, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, 88: 2427–2439.

JOWETT, I.G.; RICHARDSON, J.; BOUBEE, J.A.T. 2009. Effects of riparian manipulation on stream communities in small streams: two case studies. New Zealand **Journal of Marine and Freshwater Research** 43: 763–774.

KAUFMANN, P.R.; LEVINE, P.; ROBISON, E.G.; SEELIGER, C.; PECK, D.V. **Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams**. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 1999.

KUNTSCHIK, D. P., EDUARTE, M. & UEHARA, T.H.K. Matas Ciliares. Cadernos de Educação Ambiental nº7. Secretaria do Meio Ambiente, Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais – São Paulo: SMA, 2010, 84p.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L **Numerical Ecology: developments in environmental modelling**. Elsevier, Amsterdam, 2012.

LIGEIRO, R.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; MACEDO, D.R.; FIRMIANO, K.R.; FERREIRA, W.R.; OLIVEIRA, D.; MELO A.S.; CALLISTO, M. 2013. Defining

quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological indicators**, 25: 45-57.

MELO, F.P.L.; PINTO, S.R.R.; BRANCALION, P.H.S.; CASTRO, P.S.; RODRIGUES, R.R.; ARONSON, J.; TABARELLI, M. 2013. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science & Policy**, 33: 395–404.

MERRITT, D.M.; SCOTT, M.L.; POFF, N.L.; AUBLE, G.T.; LYTTLE, D.A. 2010. Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. **Freshwater Biology**, 55: 206-225.

MISERENDINO, M.L.; CASAUX, R.; ARCHANGELSKY, M.; DI PRINZIO, C.Y.; BRAND, C.; KUTSCHKER, A.M. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. **Science of the Total Environment**, 409: 612-624.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 28: 621-658.

NAIMAN R.J.; DÉCAMPS H.; MCCLAIN M.E. **Riparia – ecology, conservation, and management of streamside communities**. Elsevier, Amsterdam. p.430, 2005.

NILSSON, C.; POLVI, L.E.; GARDESTRÖM, J.; HASSELQUIST, E.M.; LIND, L.; SARNEEL, J.M. 2015. Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: success or failure? **Ecohydrology**, 8(5): 753-764.

OLIVEIRA, R.E.D.; ENGEL, V.L. 2011. A restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, 15(2): 303-315.

OMETO, J.P.H.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; WILLIAMS, M. 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshwater Biology**, 44(2): 327-337.

OSBORNE, L.L.; KOVACIC D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshwater Biology**, 29: 243–258.

OVERBECK, G.E.; HERMANN, J.M.; ANDRADE, B.O.; BOLDRINI, I.I.; KIEHL, K., KIRMER, A.; KOCH, C.; KOLLMANN, J.; MEYER, S.T., MULLER, S.C.; NABINGER, C.; PILGER, G.E.; TRINDADE, J.P.P.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WALKER, E.A.; ZIMMERMANN, D.G., PILLAR, V.D. 2013. Restoration ecology in Brazil time to step out of the forest. **Natureza & Conservação**, 11: 92-95.

PARKYN, S.M.; DAVIES-COLLEY, R.J.; HALLIDAY, N.J.; COSTLEY K.J. CROKER G.F. 2003. Planted riparian buffer zones in New Zealand: do they live up to expectations? **Restoration Ecology**, 11: 436–447.

PECK, D.; HERLIHY, A.; HILL, B.; HUGHES, R.; KAUFMANN, P.; KLEMM, D.; LAZORCHAK, J.; MCCORMICK, F.; PETERSON, S.; RINGOLD, P.; MAGEE, T., CAPPAERT, M. **Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters Western Pilot Study: field operations manual for wadeable streams**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 2006.

- PUSEY, B.J.; ARTHINGTON A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, 54: 1-16.
- RAMÍREZ, A.; PRINGLE, C.M.; WANTZEN, K.M. Tropical stream conservation. In: **Aquatic ecosystems: tropical stream ecology**. London: Elsevier Science, 2008. p. 285-304.
- RAWER-JOST, C., ZENKER, A.; BÖHMER, J. Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrate fauna. 2004. **Limnologica -Ecology and Management of Inland Waters**, 34(4): 390-397.
- RIGUEIRA, D.M.G.; NETO, E.M. 2013. Monitoramento: uma proposta integrada para avaliação do sucesso em projetos de restauração ecológica em áreas florestais brasileiras. **Revista Caititu**, 1(1): 73-88.
- RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, N.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.; BONONI, V.L.R. Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo. Instituto de Botânica/Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 2008, p. 238.
- SHELDON, F.; PETERSON, E.E.; BOONE, E.L.; SIPPEL, S.; BUNN, S.E.; HARCH, B.D. 2012. Identifying the spatial scale of land use that most strongly influences overall river ecosystem health score. **Ecological Applications**, 22: 2188–2203.
- SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. **Nature**, 404: 72-74.

SOUZA, A.L.D.; FONSECA, D.G.; LIBÓRIO, R.A.; TANAKA, M.O. 2013. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, 298: 12-18.

STRANKO, S.A.; HILDERBRAND, R.H.; PALMER, M.A. 2011. Comparing the fish and benthic macroinvertebrate diversity of restored urban streams to reference streams. **Restoration. Ecology**, 20: 747–755.

SUGA, C.M.; Tanaka M.O. 2013. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. **Hydrobiologia**, 703: 203–213.

SWEENEY, B.W.; BOTT, T.L.; JACKSON, J.K.; KAPLAN, L.A.; NEWBOLD, J.D.; STANDLEY, L.J.; HESSION, W.C.; HORWITZ, R.J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 101(39): 14.132-14.137.

TANAKA, M.O.; DE SOUZA, A.L.T.; MOSCHINI, L.E.; DE OLIVEIRA, A.K. 2016. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 216: 333-339.

APÊNDICE

Apêndice A.

Variáveis independentes	Natural		Restaurado		Agrícola	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Uso do solo						
%_Estrada	3,99	1,27	5,07	0,40	2,25	2,03
%_Infraestrutura	0,32	0,23	6,34	7,24	4,60	3,12
%_Silvicultura	12,19	10,75	0,04	0,06	3,62	5,04
%_Agricultura	65,40	10,22	75,55	10,47	32,08	30,74
%_Pastagem	0,00	0,00	0,64	0,91	0,52	0,38
%_Floresta Ripária	9,64	0,52	4,53	3,77	2,94	1,74
%_Floresta Ripária Restaurada	0,00	0,00	2,12	0,67	0,93	0,89
%_Gramínea	8,19	1,48	5,21	1,04	2,58	1,87
%_Vegetação Natural	0,00	0,00	0,24	0,34	0,19	0,14
%_Corpos d' água	0,28	0,02	0,04	0,04	0,03	0,01
%_Urbano	4,31	1,50	11,41	7,64	6,85	5,14
%_Floresta Ripária	9,64	0,52	6,66	4,45	3,88	2,63
Morfologia e vazão do canal						
Xdepth - profundidade média talvegue (cm)	12,33	1,60	22,52	9,27	27,87	5,65
Xwidth - largura molhada média (m)	1,48	0,28	1,99	0,48	1,59	0,61
Xbk_a - média ângulo da margem (graus)	33,91	5,14	44,14	12,31	61,37	8,50
Xbkf_w - largura média do leito sazonal (m)	1,91	0,06	3,83	0,20	2,56	1,13
Xbkf_h - altura média do leito sazonal (m)	0,39	0,22	1,09	0,43	2,05	0,91
Xslope - declividade (%)	2,00	0,57	1,17	0,36	2,09	1,08
Sinu - sinuosidade (m/m)	1,15	0,03	1,05	0,01	1,03	0,02
Vazão (m³/s)	0,00	0,00	0,06	0,04	0,04	0,01
Varição na composição mesohabitats						
%_fluxo suave (GL)	7,70	0,14	6,30	1,77	4,62	0,53
%_corredeiras	1,27	0,19	2,27	1,76	3,65	1,53
%_remansos	1,07	0,12	0,60	0,64	0,65	0,85
%_cascatas	0,03	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
Granulometria do leito						
Xembed - taxa de imersão no sedimento fino (%)	100,0	0,0	80,0	22,5	91,9	11,5
%_matação largo (> 4000 mm)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
%_matação (250 até 4000 mm)	0,0	0,0	6,3	9,0	2,0	2,8
%_bloco (64 até 250 mm)	0,0	0,0	8,9	12,6	2,5	3,5
%_cascalho grosso (16 até 64 mm)	0,0	0,0	4,1	4,6	7,0	7,2
%_cascalho fino (2 até 16 mm)	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	1,8
%_areia (0.06 até 2 mm)	0,0	0,0	0,6	0,4	1,5	2,1
%_finos (< 0.06 mm)	43,4	14,8	66,4	18,7	33,4	17,5
%_argila consolidada	0,0	0,0	1,3	1,8	14,5	16,0
Composição dos Substratos						
%_banco folhas	27,00	17,04	7,78	2,81	6,87	6,83
%_serrapilheira fina	24,68	2,23	0,00	0,00	0,63	0,90
%_macrófitas	0,35	0,50	0,98	0,82	27,30	38,61
%_algas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
%_raiz fina	3,21	3,12	3,60	2,40	2,28	2,58
%_detrito de madeira (qualquer tamanho)	1,37	1,32	0,00	0,00	0,00	0,00
%_pedaços troncos no leito	18,89	15,01	7,78	6,14	0,56	0,79