

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

Efeitos de florestas ripárias em restauração na estrutura de comunidades de macroinvertebrados aquáticos e nas taxas de decomposição de matéria orgânica

Carolina Giraldo Hernández

Orientador:

Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka

São Carlos-SP

2018

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

Efeitos de florestas ripárias em restauração na estrutura de comunidades de macroinvertebrados aquáticos e nas taxas de decomposição de matéria orgânica

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

São Carlos-SP

2018

Giraldo Hernández, Carolina

Efeitos de florestas ripárias em restauração na estrutura de comunidades de macroinvertebrados aquáticos e nas taxas de decomposição de matéria orgânica. / Carolina Giraldo Hernández. -- 2018.

65 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos

Orientador: Marcel Okamoto Tanaka

Banca examinadora: Victor Saturo Saito, Juliano José Corbi

Bibliografia

1. Restauração de florestas ripárias. 2. Macroinvertebrados aquáticos. 3. Decomposição de matéria orgânica. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Romildo Santos Prado – CRB/8 7325



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Carolina Giraldo Hernández, realizada em 03/08/2018:

Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka
UFSCar

Prof. Dr. Victor Satoru Saito
UFSCar

Prof. Dr. Juliano José Corbi
EESC/USP

*Para as pessoas que mais amo no mundo,
meus pais Ricardo e Maria Elena e
meu irmão Richard.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, que faz tudo possível

Ao meu orientador, o Prof. Dr. Marcel Tanaka, por ser meu guia durante este caminho, por todos seus ensinamentos, pela paciência, disponibilidade e apoio.

Aos meus pais, por sempre me incentivarem a fazer tudo o que me faz feliz e pela motivação e amor incondicional.

Ao meu irmão por sempre se importar e se preocupar comigo.

Aos meus tios Esperanza e Orlando e minha prima Lia pelo seu carinho, cuidado e apoio durante este processo.

Ao meu namorado Gabriel por fazer parte da minha vida, por me acompanhar durante este processo, e por sua paciência, carinho e confiança.

Aos professores Victor Satoru Saito, Odete Rocha e Maria Elina Bichuette por seus aportes para melhorar o trabalho.

Ao Rogério, por me ensinar a fazer a identificação dos macroinvertebrados.

Ao Raul, por me explicar e ajudar a resolver muitas das dúvidas que surgiram durante o desenvolvimento das análises estatísticas.

À professora Sonia Buck por me acolher quando cheguei no Brasil, por seus ensinamentos, seu apoio e sua atenção comigo.

Às minhas amigas Camila, Danika e Gabriela por sua amizade e por sempre me animar.

Aos secretários Vinícius José de Oliveira e Anderson Luis de Moraes por me auxiliar sempre que precisei, pela boa disposição e pelo apreço.

A todos os professores, amigos e colegas do DCAM que caminharam juntos nesta jornada, pela colaboração, acolhimento e carinho.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

As florestas ripárias têm um papel muito importante na proteção dos cursos de água e como fonte de energia para as comunidades aquáticas em riachos de baixa ordem; assim, a entrada de material alóctone influencia as cadeias tróficas e cria microhabitats que influenciam a composição e distribuição espacial dos macroinvertebrados aquáticos. Estes organismos, por sua vez, são responsáveis pela incorporação do material vegetal na produção secundária e pela decomposição da matéria orgânica. Portanto, a restauração da vegetação ripária, embora seja frequentemente realizada em pequena escala espacial, pode ter efeitos positivos sobre a biota aquática. Este estudo avaliou os efeitos da restauração de florestas ripárias sobre a estrutura de comunidades de macroinvertebrados aquáticos e as taxas de decomposição de matéria orgânica em riachos de baixa ordem no sudeste brasileiro. Foram comparados três tipos de riachos, 1) com floresta ripária natural, 2) com floresta ripária em restauração, e 3) com zona ripária alterada por atividade antrópica, nos quais foram selecionados trechos de 150m para estudar as características do substrato do leito dos riachos (pequena escala espacial), da floresta ripária (média escala) e do uso e ocupação do solo da bacia (grande escala). Os riachos em restauração apresentaram um estado intermediário entre os riachos agrícolas e naturais em relação à composição de macroinvertebrados aquáticos, mostrando que a restauração de florestas ripárias tem efeito positivo sobre a diversidade das comunidades nos riachos. Embora a restauração não tenha apresentado um efeito positivo sobre as taxas de decomposição de matéria orgânica, a velocidade da correnteza teve efeito significativo, sendo maior nos riachos agrícolas, mostrando que outros fatores medidos nos riachos em diferentes escalas, modulados pelo percentual de ocupação do solo por florestas ripárias, podem influenciar esta função ecossistêmica através de interações complexas.

Palavras-chave: Floresta ripária. Macroinvertebrados aquáticos. Escalas espaciais. Decomposição de matéria orgânica. Restauração ecológica. Funcionamento de ecossistemas.

ABSTRACT

Riparian forests play a very important role in protecting watercourses and represent an energy source for the aquatic communities in low-order streams. Therefore, the input of allochthonous material from these ecosystems influence the food chains and create microhabitats that influence the composition and spatial distribution of aquatic macroinvertebrates. These organisms, in turn, are responsible for incorporating plant material into the secondary production and for decomposing the organic matter. Therefore, restoration of riparian vegetation, although frequently performed at a small spatial scale, may have positive effects on aquatic biota. This study evaluated the effects of riparian forests under restoration on the structure of aquatic macroinvertebrate communities and on the rates of organic matter decomposition in low-order streams in southeastern Brazil. Three types of streams were compared, 1) with natural riparian forest, 2) with riparian forest under restoration, and 3) with riparian zones altered by anthropic activities. Within each stream, a 150 m reach was selected to study the substrate characteristics of the streambed (small spatial scale), riparian forest (intermediate scale) and land use and occupation of the basin (large scale). Streams under restoration were intermediate between the agricultural and natural streams in relation to the composition of aquatic macroinvertebrates, showing that riparian forests under restoration have positive effects on the diversity of aquatic communities. Although restoration did not have a positive effect on organic matter decomposition rates, current velocity had a significant effect, being higher in the agricultural streams, suggesting that other factors at different spatial scales, modulated by the proportion land cover by riparian forests, can influence this ecosystem function through complex interactions.

Keywords: Riparian forest. Aquatic macroinvertebrates. Space scales. Decomposition of organic matter. Ecological restoration. Ecosystem functioning

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1. Localização dos riachos amostrados e suas respectivas microbacias nos limites do município de Mineiros do Tietê-SP. | 20 |
| Figura 2. Riachos utilizados no estudo, ano 2015..... | 21 |
| Figura 3. Desenho esquemático da metodologia amostral, adaptada de KAUFMANN et al. (1999). | 23 |
| Figura 4. Abundancia média (\pm erro padrão) de macroinvertebrados aquáticos associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Linhas compartilhadas indicam que as médias desses tipos de riachos não apresentaram diferenças significativas de acordo com o teste HSD de Tukey. Abreviações: Nat - N = riachos naturais, Rest - R = riachos em restauração, Agr - A= riachos agrícolas. | 31 |
| Figura 5. Comparação das médias das seis variáveis resposta nos três tipos de riachos. Letras iguais indicam que as médias não diferem significativamente de acordo com o teste HSD de Tukey..... | 34 |
| Figura 6. Média (\pm erro padrão) da riqueza de espécies de macroinvertebrados aquáticos associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest= riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas. | 35 |
| Figura 7. Média (\pm erro padrão) da riqueza de espécies de macroinvertebrados aquáticos, medida pelo índice de Chao1, associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest= riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas. | 36 |
| Figura 8. Média (\pm erro padrão) da diversidade de macroinvertebrados aquáticos medida índice de Gini-Simpson, associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest= riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas. | 37 |
| Figura 9. Média (\pm erro padrão) da diversidade de macroinvertebrados aquáticos medida com o índice de Shannon, associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre | |

os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest= riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas. 38

Figura 10. Médias (\pm erro padrão) da dominância de macroinvertebrados aquáticos, medida pelo índice de Simpson, associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest= riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas. 39

Figura 11. Abundância média (\pm erro padrão) de EPT associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas..... 41

Figura 12. Riqueza média (\pm erro padrão) de EPT associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas 42

Figura 13. Abundância média (\pm erro padrão) de fragmentadores associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas 43

Figura 14. Resultado da Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) comparando a composição de macroinvertebrados aquáticos entre os riachos estudados. 44

Figura 15. Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis da morfologia do canal dos riachos estudados. Modificado de Liborio (2017). 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. 45

Figura 16. Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis de substrato orgânico dos riachos. Nat = riachos naturais, Rest = riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas. Vetores: Detrito lenhoso, serapilheira fina, banco de folhas, raízes finas e gramíneas. 46

Figura 17. Resultado de Análise de Correspondência Canônica indicando a ordenação dos riachos (A) e os táxons (B) em relação as variáveis associadas as características dos riachos e o uso e ocupação do solo. Código para os táxons: *Abl*=*Ablabesmyia*, *Ana*=*Anacroneuria*, *Ape*=*Apedilum*, *Bae*=*Baetodes*, *Ble*=*Blepharopus*, *Cal*=*Caladomyia*, *Car*=*Cardiocladius*, *Chi*=*Chironomus*, *Cri*=*Cricotopus*, *Cry*=*Cryptochironomus*, *fam1*=*Familia1*, *fam6*=*Familia4*, *fam7*=*Familia7*, *fam8*=*Familia8* *Heta*=*Hetaerina*, *Hete*=*Heterelmis*, *Hex*=*Hexacylloepus*, *Leptoh*=*Leptohyphes*, *Lepton*=*Leptonema*, *Lim*=*Limnocoris*, *Lop*=*Lopescladius*, *Mac*=*Macrostemum*, *Mar*=*Marilia*, *Mic*=*Microcyloepus*, *Nan*=*Nanocladius*, *Nav*=*Navicordulia*, *Neo*=*Neocordulia*, *Oxy*=*Oxystigma*, *Par*=*Paratanytarsus*, *Paracla*=*Paracladius*, *Paraclo*=*Paracloedes*, *Pen*=*Pentaneura*, *Phy*=*Phylloicus*, *Polypl*=*Polyplectropus*, *Rhe*=*Rheocricotopus*, *Smi*=*Smicridea*, *Thi*=*Thienemanniella*, *Tra*=*Traverhyphes*, *Tri*=*Triplectides*..... 52

Figura 18. Relação entre a taxa de decomposição (*k*) e a proporção de floresta ripária em cada um dos riachos estudados..... 54

Figura 19. Relação entre a taxa de decomposição (*k*) e a velocidade máxima em cada um dos riachos estudados. $R^2 = 0,43$, $P < 0,05$ 54

ÍNDICE DE TABELAS

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabela 1. Localização e ordem dos riachos avaliados no estudo. | 20 |
| Tabela 2. Denominadores usados para a construção de teste F do modelo misto usado na ANOVA de medidas repetidas considerando-se o tempo como um fator. | 26 |
| Tabela 3. Denominadores usados no teste F do modelo misto usado na ANOVA de medidas repetidas avaliando-se a taxa de decomposição | 28 |
| Tabela 4. Abundância relativa por gênero (%) em cada tipo de riacho. | 29 |
| Tabela 5. Resultados da ANOVA de medidas repetidas comparando o efeito dos fatores (Riacho, Tipo e Tempo), sobre cada uma das variáveis resposta (abundância, riqueza de espécies, índice de riqueza (Chao1), índice de Gini-Simpson (1-D), índice de Shannon (H') e índice de Simpson (D))..... | 32 |
| Tabela 6. Resultados da ANOVA de medidas repetidas comparando o efeito dos fatores (Riacho, Tipo e Tempo), sobre cada uma das variáveis resposta (abundância de ETP, riqueza de ETP e abundância de macroinvertebrados fragmentadores) | 40 |
| Tabela 7. Resultado da PERMANOVA, comparando a composição de macroinvertebrados nos três tipos de riachos (Natural, em restauração e Agrícola), nos três dias de coleta (7, 14, 25), entre os riachos (Nat1, Nat2, Nat3, Rest1, Rest2, Rest3, Agr1, Agr2, Agr3) e o efeito do tempo nos tipos de riachos | 44 |
| Tabela 8. Resultado da análise de regressão múltipla passo-a-passo avaliando o efeito das características da bacia e do leito dos riachos estudados na estrutura das comunidades de macroinvertebrados. | 49 |
| Tabela 9. Resultado da análise avaliando as diferenças nas taxas de decomposição (k) entre riachos e tipos de riachos. | 53 |

SUMÁRIO

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| INTRODUÇÃO | 14 |
| MATERIAIS E MÉTODOS | 18 |
| <i>Área de estudo</i> | 18 |
| <i>Descrição das microbacias e características físicas dos riachos</i> | 22 |
| <i>Desenho experimental</i> | 23 |
| <i>Análise de dados</i> | 24 |
| RESULTADOS | 29 |
| <i>Comunidades de macroinvertebrados entre tipos de riacho</i> | 29 |
| <i>Características físicas e biológicas dos riachos</i> | 45 |
| <i>Relação entre características dos riachos e comunidades de macroinvertebrados</i> | 47 |
| <i>Taxas de decomposição em relação às comunidades de macroinvertebrados e características dos riachos</i> | 53 |
| DISCUSSÃO | 55 |
| <i>Estrutura das comunidades em relação às características dos riachos das microbacias</i> | 55 |
| <i>Análise da taxa de decomposição em relação a características dos riachos e das microbacias</i> | 58 |
| <i>Considerações finais</i> | 59 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 60 |

INTRODUÇÃO

A biodiversidade tem um papel fundamental na manutenção dos processos ecossistêmicos, já que as interações entre espécies têm efeitos diretos e indiretos nesses processos, como por exemplo na decomposição de matéria orgânica (HOOPER et al., 2012). A decomposição é um importante processo na regulação do ciclo do carbono e na dinâmica de nutrientes (GESSNER et al., 2010), já que aproximadamente 120 bilhões de toneladas de carbono orgânico são produzidas anualmente pelas plantas terrestres (BEER et al., 2010; GARCÍA-PALACIOS et al., 2015), enquanto cerca de 90% escapa da herbivoria e entra no compartimento de matéria orgânica morta (GESSNER et al., 2010).

A vegetação ripária tem um papel importante nos ciclos biológicos e biogeoquímicos das bacias hidrográficas, pois dissipa a energia do escoamento superficial, protege as margens dos cursos de água e das nascentes, impede o assoreamento dos corpos d'água, mantém abastecido o lençol freático, contribui para a estabilização de encostas (CAVALCANTE, 2013), reduz a erosão no solo e altera a química das águas superficial e subterrânea (TUNDISI; GALIZIA-TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010). Além disso, esta vegetação também é uma das principais fontes de energia dos riachos de baixa ordem (LI et al., 2013), e tem forte efeito na regulação do meio aquático e das comunidades biológicas pelo aporte de habitat, alimento, áreas de sombra, sítios de reprodução e matéria orgânica (GOMIERO; BRAGA, 2006), ocorrendo uma associação entre diferentes comunidades com diferentes habitats proporcionados pela vegetação ripária (COSTA; MELO, 2008; ARNAIZ et al., 2011).

Atividades como o desmatamento das florestas ripárias podem gerar mudanças nas características dos corpos d'água como a temperatura e produção de matéria orgânica, devido ao aumento da radiação que entra no riacho (ALLAN, 2004). Além disso, a perda da cobertura vegetal reduz a infiltração e aumenta o escoamento superficial, o que produz um incremento na turbidez e na concentração de nutrientes como amônio, fósforo e nitrogênio que chegam ao corpo d'água, e também na entrada de sedimentos (BUNN; DAVIES; MOSISCH, 1999; HURYN et al., 2002; GALIZIA-TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010; HARDING et al., 2006; BLEVINS et al., 2013; HEPP et al., 2016).

Estas alterações da vegetação ripária modificam também a entrada de material orgânico alóctone nos corpos d'água, como folhas, frutos e flores, reduzindo a disponibilidade destas fontes de energia para os organismos, influenciando as cadeias tróficas, e modificando a composição e distribuição espacial desses organismos (COUCEIRO et al., 2006; LI et al.,

2013; GUTIÉRREZ-LÓPEZ et al., 2016). Como consequência dessas alterações, pode haver perda da biodiversidade (COUCEIRO et al., 2006; BUCKUP et al., 2007; CORBI; TRIVINHO-STRIXINO, 2008; LI et al., 2013, SIEGLOCH et al., 2014; SILVA et al., 2018), e, por conseguinte, efeitos negativos sobre as funções ecossistêmicas dos riachos (LI et al., 2013; TANAKA et al., 2015), e na produção secundária (WALLACE et al., 1997, 1999; GRAÇA, 2001).

Os macroinvertebrados aquáticos têm um papel importante tanto na incorporação da matéria vegetal na produção secundária, como na fragmentação das folhas que caem nos riachos; porém, o sucesso no processo de decomposição da matéria orgânica pelos fungos e mesmo pelos invertebrados depende da densidade de macroinvertebrados fragmentadores (GRAÇA, 2001, TONIN et al., 2018a). Nos córregos de baixa ordem, a matéria orgânica é incorporada na forma de matéria orgânica grossa (CPOM), a qual é convertida em matéria orgânica fina (FPOM) por abrasão física e atividade biológica. Os macroinvertebrados fragmentadores têm um papel importante nessa conversão, já que se alimentam diretamente da CPOM e sua fragmentação produz alimento para outros grupos funcionais (TREVISAN; HEPP, 2008; TONIN et al., 2018b).

Esta relação entre macroinvertebrados e matéria orgânica explica também como o tipo de vegetação pode controlar a diversidade e abundância de fragmentadores, já que diferenças na composição de espécies de plantas podem resultar na produção de serapilheira com diferentes características, por exemplo, na proporção entre carbono e nitrogênio (C:N), e na composição de compostos secundários (LIDMAN et al., 2017) e, assim, levar a alterações nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos pelas mudanças na vegetação ripária (GRAÇA, 2001). Desta forma, tanto a redução da disponibilidade de matéria orgânica quanto o aumento na produção de matéria orgânica de baixa qualidade, podem resultar numa diminuição de fragmentadores nas comunidades de macroinvertebrados e, conseqüentemente, numa menor taxa de decomposição resultante de suas atividades alimentares (WALLACE et al., 1986; FERREIRA et al., 2016).

A distribuição dos grupos funcionais alimentares de macroinvertebrados reflete os atributos do ecossistema em um nível de processo, sendo por isso utilizada em estudos de biomonitoramento (BARBOUR et al., 1999; LI et al., 2013; CASTRO et al., 2018).

Os efeitos que o desmatamento das florestas ripárias e as alterações do uso e ocupação do solo para outras atividades têm sobre as comunidades de macroinvertebrados estão possivelmente relacionados a mudanças na temperatura da água, nas concentrações de

oxigênio dissolvido e nos fluxos de nutrientes e sólidos dissolvidos (STOREY; COWLEY, 1997; DUDGEON et al., 2016; NESSIMIAN et al., 2008; SIEGLOCH et al., 2014). A qualidade da água dos córregos e riachos decorre principalmente pelo estado das florestas ripárias, tendo elas a capacidade de modificar, incorporar e diluir as substâncias como nitrogênio e fosforo, antes de chegarem no corpo d'água, além de garantir a conservação da fauna aquática pela geração de alimentos e de habitats, (OSBORNE; KOVACIC, 1993; SOUZA et al., 2013; TANAKA et al., 2016). A restauração destes ecossistemas ripários é então de grande importância para conservação das comunidades aquáticas, já que a perda e degradação de habitats é o fator que mais contribui na diminuição da biodiversidade aquática (KAUFFMAN et al., 1997; SIQUIERA et al., 2015; CASTRO et al., 2018) e, conseqüentemente, na alteração das funções ecossistêmicas.

Alguns estudos demonstraram que a restauração da vegetação ripária, mesmo que seja em pequena escala, descontínua e esteja inserida dentro de uma bacia com domínio do uso da terra para atividade agrícola, pode resultar em fragmentos de florestas ripárias, que têm efeitos positivos sobre a biota aquática, (ARNAIZ et al., 2011; SUGA; TANAKA, 2013). Além disso, se o fragmento for suficientemente grande, seu efeito pode persistir por alguma distância a jusante, alterando os regimes de temperatura, reduzindo a sedimentação e a turbidez, aumentando os insumos alóctones e mantendo as comunidades bentônicas diversas (HARDING et al., 2006; TANAKA et al., 2015).

A cana de açúcar é uma das principais culturas agrícolas no Brasil pela sua importância econômica na produção de etanol e açúcar, sendo o estado de São Paulo o principal produtor do país (AGUIAR et al, 2009) com uma produção de 368.323 toneladas de cana de açúcar na safra de 2015/2016 (UNICA, 2018). Devido ao uso extensivo do solo para esta atividade, a grande maioria dos fragmentos florestais desta região está inserida nesta matriz, e é cada vez mais afetada pelo desmatamento, com influência sobre os processos de infiltração e processos erosivos resultantes da perda de cobertura vegetal, já que a pluviosidade pode atuar como agente degradador do solo (CUNHA 2010), e pelo escoamento superficial, pois o excesso de todos os produtos químicos, a deposição orgânica e sedimentos são posteriormente carregados até os corpos d'água (CARVALHO et al., 2000; CORBI et al., 2006; SILVA et al., 2007), com efeitos negativos sobre a biodiversidade aquática (CORBI, TRIVINHO-STRIXINO, 2008; CORBI et al., 2010).

Visto que a variação na composição da floresta ripária pode ter o potencial de controlar a diversidade e a abundância de fragmentadores nos corpos d'água (GRAÇA, 2001;

ARNAIZ et al., 2011; CLAESON et al., 2013), e que estes macroinvertebrados têm um papel importante na decomposição de matéria orgânica nestes ecossistemas (GESSNER et al., 1999), o objetivo principal deste trabalho foi avaliar a estrutura das comunidades de macroinvertebrados aquáticos em três tipos de riachos, com floresta ripária remanescente, floresta ripária em restauração, ou com floresta ripária alterada por atividade agrícola, para determinar se características da zona ripária (média escala espacial) são mais importantes que diferenças entre microbacias (grande escala) ou no leito dos riachos (pequena escala). Além disso, verificamos se a composição destas comunidades influencia a taxa de decomposição da matéria orgânica nestes riachos, ou se fatores em outras escalas espaciais têm maior importância.

Objetivos específicos

- 1) Avaliar se há diferença na estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados à matéria orgânica em decomposição entre riachos com remanescentes naturais de floresta ripária, riachos com floresta ripária em restauração e riachos com zona ripária alterada por atividade agrícola.
- 2) Avaliar se há diferença nas taxas de decomposição da matéria orgânica entre riachos com remanescentes naturais de floresta ripária, riachos com floresta ripária em restauração e riachos com zona ripária alterada por atividade agrícola, e se estas diferenças estão relacionadas à fauna colonizadora.
- 3) Avaliar se a estrutura das comunidades de macroinvertebrados e as taxas de decomposição da matéria orgânica são influenciadas por características físicas dos riachos, da zona ripária e da microbacia, ou seja, por fatores em diferentes escalas espaciais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi realizado em riachos de baixa ordem localizados no município de Mineiros do Tietê, região central do Estado de São Paulo (Figura 1; Tabela1), em uma paisagem fortemente modificada pelo plantio de cana-de-açúcar e urbanização. 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).

No município de Mineiros do Tietê afloram rochas do grupo Bauru, basaltos da Formação Serra Geral e a Formação Botucatu-Pirambóia do Grupo São Bento (DAVINO, 1982). Nas cotas superiores do município, a 600 m de altitude aflora o Grupo Bauru onde se assenta o município todo, e se estende para o sul por vários quilômetros; para o norte da cidade aparecem os primeiros afloramentos de basaltos nas cabeceiras onde se forma o córrego São João, do qual são afluentes sete dos nove riachos do nosso estudo, e se expandem pelos vales que atingem as cotas inferiores a 600 m de altitude.

Foram selecionados nove riachos para o estudo, sendo que três apresentam remanescentes naturais de floresta ripária, e foram denominados riachos naturais (Nat1, Nat2 e Nat3), três apresentam floresta ripária em restauração a partir do plantio de mudas, e foram denominados riachos com floresta ripária em restauração (Rest1, Rest2 e Rest3) e três apresentam zonas ripárias alteradas por pastagem, gramíneas invasoras e cana de açúcar, e foram denominados riachos agrícolas (Agr1, Agr2 e Agr3) (Figura 2). Em relação aos riachos naturais, 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, 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, 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), que 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 no estudo tiveram seus projetos implantados entre 2004 e 2007 com apoio financeiro do PEMBH, PRMC e Fundação SOS Mata Atlântica.

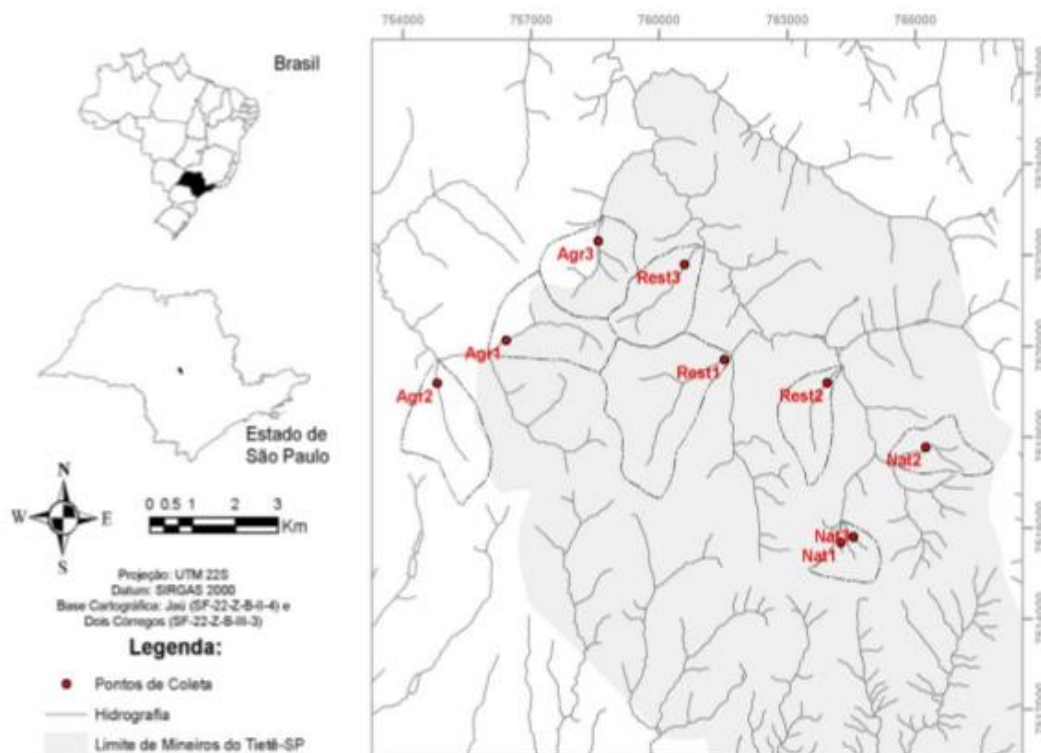


Figura 1. Localização dos riachos amostrados e suas respectivas microbacias nos limites do município de Mineiros do Tietê-SP.

Extraído de: LIBORIO, 2017

Tabela 1. Localização e ordem dos riachos avaliados no estudo.

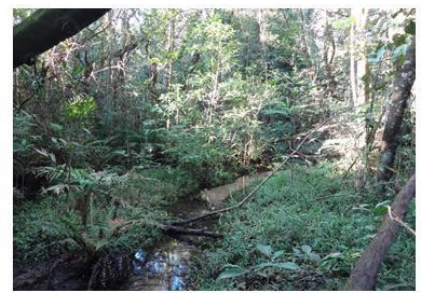
| Microbacia | Riacho | Latitude | Longitude | Ordem |
|-------------------|--------------|---------------|---------------|-------|
| Ribeirão São João | Natural 1 | 22°26'42.12"S | 48°25'56.98"O | 1 |
| Ribeirão São João | Natural 2 | 22°25'31.67"S | 48°24'47.58"O | 2 |
| Ribeirão São João | Natural 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



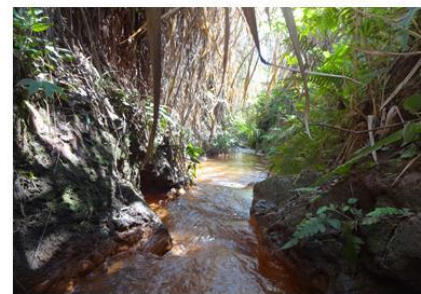
Restaurado 3



Agrícola 1



Agrícola 2



Agrícola 3

Figura 2. Riachos utilizados no estudo, ano 2015.

Extraído de: LIBORIO, 2017.

Descrição das microbacias e características físicas dos riachos

A descrição das microbacias e características físicas dos riachos estudados foram realizadas por Libório (2017), e apenas uma breve descrição é apresentada aqui. As variáveis que caracterizam o uso e ocupação do solo na área de estudo foram estudadas a partir das cartas topográficas dos municípios de Jaú e Dois Córregos (IBGE 1973;1974). Para cada riacho delimitou-se a área da microbacia a partir dos divisores topográficos das cartas de hipsometria, e tanto a hipsometria como a hidrografia foram digitalizadas com base nas cartas topográficas utilizando o software ArcGis® 10.2. A partir de imagens de satélite obtidas pelo software Google Earth Pro, foram mapeados os usos e ocupações do solo datados de 27 de outubro de 2013.

Para a avaliação das características físicas dos riachos foi utilizado o método descrito pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (US-EPA) (KAUFMANN et al., 1999). Dentro de cada riacho foi selecionado um trecho de 150m, sub-dividido em 11 transectos transversais equidistantes (A-K) (Figura 3).

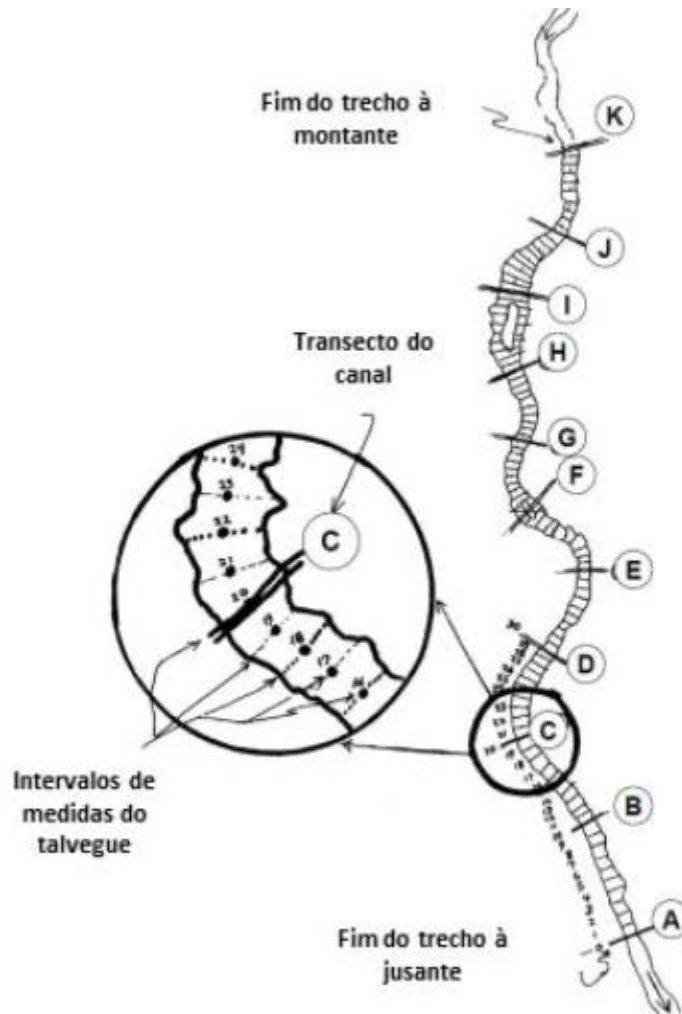


Figura 3. Desenho esquemático da metodologia amostral, adaptada de KAUFMANN et al. (1999).

Seguindo o procedimento descrito por KAUFMANN et al. (1999), foi realizada uma descrição detalhada das características físicas de cada transecto principal, incluindo as características da dimensão do canal como declividade e sinuosidade, largura molhada, perfil do talvegue, largura e altura do leito sazonal, ângulo da margem e vazão; tipo de substrato, orgânico (folhado, serapilheira fina, detrito lenhoso, gramíneas e raízes finas) e inorgânico [matacão (>250 a 4000 mm), bloco (>64 a 250 mm), cascalho grosso (>16 a 64 mm), cascalho fino (>2 a 16 mm), areia (>0,006 a 2 mm) e finos (<0,006 mm)], conforme detalhado em Libório (2017).

Desenho experimental

Para avaliar as taxas de decomposição de matéria orgânica e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados associados em riachos com diferentes categorias de

vegetação ripária, foi realizado um experimento com folhas da espécie arbórea *Magnolia ovata* (Magnolaceae), comumente encontrada nas florestas ripárias da região. Esta espécie foi escolhida por já ter sido usada em outros estudos para comparar suas taxas de decomposição em relação a outras espécies e preferência para ser colonizada por macroinvertebrados aquáticos, encontrando-se as maiores taxas de decomposição em *M. ovata* (ROSSI, 2016), e a maior colonização tanto por táxons como por indivíduos (JANKE; TRIVINHO-STRIXINO, 2007).

As folhas foram coletadas das árvores em setembro de 2015, e levadas para o laboratório, onde foram secas em estufa a 40°C ($\pm 1^\circ$) até atingir massa constante. Após a secagem, 5g de folhas foram colocados em sacos de nylon de 15 x 10 cm e malha de 10 mm entre nós adjacentes. Foram colocados cinco conjuntos de amostras a uma distância de 25m entre si, com três amostras em cada conjunto, dentro de um trecho de 150m em cada um dos nove riachos; Um total de 135 amostras foi fixado ao leito usando-se ganchos de ferro. Uma amostra excedente foi feita para cada riacho para estimar o valor inicial real, uma vez que a massa inicial também está sujeita a erro devido à perda de massa foliar por manuseio e transporte.

Após 7, 14 e 25 dias do início do experimento, cinco amostras de cada riacho (uma amostra de cada local) foram retiradas e levadas para o laboratório, onde foram lavadas cuidadosamente em água corrente sobre uma peneira de 250 μ m para separação do sedimento e macroinvertebrados das amostras. Após a lavagem, as folhas foram secas em estufa a 40°C até estabilizar sua massa, que depois foi determinada através de balança com precisão de 0,001g. Os sedimentos com os macroinvertebrados foram preservado em potes com formol 10% para posterior triagem e identificação dos macroinvertebrados aquáticos até família e gênero. Para tanto, foram usadas as chaves de identificação de HAMADA; NESSIMIAN; BARBOSA (2014) e OTTOBONI-SEGURA, VALENTE-NETO; FONSECA-GESSNER (2011).

Análise de dados

Para avaliar se a diversidade de macroinvertebrados diferiu nos tipos de riachos e ao longo dos dias de experimento, primeiramente foram calculados os índices de riqueza (S e Chao1), índice de Gini-Simpson (1-D), índice de Shannon (H') e índice de Simpson (D), no

software PAST, seguindo-se MAGURRAN & MCGILL (2011). Foi necessária a transformação dos dados, exceto do índice de Shannon, para alcançar uma distribuição normal; assim, a riqueza de espécies, e o índice de Gini-Simpson foram transformados usando raiz quadrada; a abundância e o índice de Chao1 foram transformados usando o logaritmo natural; o índice de Simpson foi transformado usando o recíproco da raiz quadrada. Para os locais e dias em que nenhum indivíduo foi registrado, ou em que somente uma espécie foi registrada, foi atribuído o valor conceitual de zero para os índices de Shannon e Gini-Simpson seguindo-se IANNACONE (2003). Utilizamos a riqueza de espécies porque, a pesar de ser correlacionada com a abundância quando consideramos cada local em cada riacho (coeficiente de correlação de Pearson: $r = 0,444$, $P < 0,001$), quando os cinco pontos foram somados para se obter um valor único por riacho e período de tempo, esta correlação deixou de ser significativa ($r = 0,304$, $P = 0,123$); como a maior parte das análises foi feita nesta escala espacial, consideramos que a riqueza de espécies seria um bom estimador. Adicionalmente, utilizamos também o estimador de Chao1 para avaliar a consistência das conclusões. Foram analisadas também a riqueza e abundância de EPT (somatório das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), e a abundância de táxons fragmentadores, classificados seguindo-se LEITE-ROSSI et al. (2018); os valores de abundância foram transformados para logaritmo natural. Uma análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas foi realizada para cada variável, para analisar a interação de cada fator com a variável resposta a partir do seguinte modelo:

$$Y_{ijkl} = \mu + T_i + R_j(T_i) + L_k(R_j(T_i)) + Te_l + Te_l * T_i + Te_l * R_j(T_i) + Te_l * L_k(R_j(T_i)) + erro$$

Onde T_i corresponde ao Tipo de riacho (efeito fixo: natural, em restauração e agrícola), $R_j(T_i)$ corresponde ao efeito de Riacho aninhado em Tipo (efeito aleatório: Nat1, Nat2, Nat3, Rest1, Rest2, Rest3, Agr1, Agr2, Agr3), $L_k(R_j(T_i))$ corresponde ao Local aninhado em Riacho e Tipo, onde foram obtidas as amostras dentro de cada riacho (efeito aleatório: 1, 2, 3, 4, 5) e Te_l ao Tempo de coleta das amostras (efeito fixo: 7, 14, 25 dias). Considerando este modelo misto, os denominadores para a construção do teste F a partir dos quadrados mínimos esperados, seguindo-se Montgomery (1991), encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Denominadores usados para a construção de teste F do modelo misto usado na ANOVA de medidas repetidas considerando-se o tempo como um fator.

| Fonte de variação | gl | Denominador |
|------------------------------------|----|------------------------------------|
| Tipo | 2 | Riacho(Tipo) |
| Riacho(Tipo) | 6 | Local(Riacho(Tipo)) |
| Local(Riacho(Tipo)) | 36 | |
| Tempo | 2 | Tempo \times Riacho(Tipo) |
| Tempo \times Tipo | 4 | Tempo \times Riacho(Tipo) |
| Tempo \times Riacho(Tipo) | 12 | Tempo \times Local(Riacho(Tipo)) |
| Tempo \times Local(Riacho(Tipo)) | 72 | |

Quando um fator foi significativo, as diferenças entre médias foram determinadas usando-se o teste HSD *a posteriori* de Tukey. As análises estatísticas foram feitas no software SYSTAT 13.0.

Para avaliar se a composição das comunidades de macroinvertebrados aquáticos deferiu entre os diferentes tipos de riachos ao longo do tempo de colonização, foi usada uma PERMANOVA (Análise de Variância Multivariada por Permutação) (ANDERSON, 2001). Como algumas réplicas apresentaram apenas um indivíduo ou nenhum indivíduo, as amostras dentro de cada riacho (pontos) foram somadas, de forma que o riacho era a menor unidade de replicação. Sendo, assim, foram considerados dois fatores fixos (Tipo e Tempo), enquanto o fator Riacho(Tipo) foi considerado aleatório, conforme descrito acima. Os dados foram previamente transformados para logaritmo para equilibrar a contribuição de espécies raras e abundantes, sendo usado o índice de similaridade de Bray-Curtis para comparar as amostras (CLARKE, 1993). Os resultados foram visualizados através da Análise de Escalonamento Multidimensional não-métrico (MDS). As análises estatísticas foram realizadas no software PERMANOVA + & PRIMER 6. Como não pudemos avaliar a interação entre Riacho(Tipo) e Tempo, usamos testes simples de Mantel para comparar a distribuição dos nove riachos entre cada dia de coleta com o software zt usando 10.000 permutações para cada uma das três comparações (BONNET & VAN DER PEER, 2002).

Segundo LIBÓRIO (2017) os três conjuntos de variáveis preditivas relacionadas aos riachos são o uso e ocupação do solo, composição do leito do riacho e morfologia do riacho. Para avaliar quais variáveis relacionadas à morfologia dos riachos explicam a diferença entre eles, foram calculados o desvio padrão e o coeficiente de variação das profundidades medidas

no talvegue, além da variável XWXD (largura média do talvegue x profundidade média do talvegue) e junto com as variáveis sinuosidade, largura, profundidade e vazão, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA), para reduzir a dimensionalidade das variáveis da morfologia dos riachos, usando-se os dados transformados para escores z.

Para avaliar quais variáveis explicam as diferenças entre cada um dos riachos em relação ao substrato orgânico, foi usada a Análise de Componentes Principais (PCA) para os dados de folhedo, serapilheira fina, gramíneas, raízes finas e detrito lenhoso, também usando-se os dados transformados para escores z.

Em relação às variáveis associadas às características de uso e ocupação do solo, foi calculado o índice de LUI1 proposto por OMETO et al. (2000), além da proporção de gramíneas e proporção de florestas ripárias. O índice de LUI1 foi modificado por causa de ausência de plantas anuais nas microbacias estudadas:

$$LUI1 = 0.20 \times \text{Pasto} + 0.03 \times \text{Silvicultura} + 0.50 \times \text{Agricultura} + 5.00 \times \text{Urbano}$$

Para determinar quais variáveis preditoras influenciaram os índices de diversidade de macroinvertebrados aquáticos, a abundância e riqueza de EPT e abundância de táxons fragmentadores, foram realizadas análises de regressão múltipla avaliando os conjuntos de variáveis correspondentes à morfologia do riacho (correspondendo aos dois primeiros eixos do PCA, de acordo com os resultados, Morfo1: riachos com maior sinuosidade, mais rasos e com menor vazão, separados de riachos com menor sinuosidade, maior profundidade, maior vazão e maior ângulo médio das margens; e Morfo2: riachos com maior declividade e maior coeficiente de variação de profundidade média de talvegue e altura média do leito sazonal, separados de aqueles com maior largura do talvegue e largura do leito sazonal), à proporção de mesohabitats rápidos (fast = corredeiras e cascatas), à composição do substrato orgânico do leito (de acordo com os resultados, correspondendo aos dois eixos do PCA; Org1: riachos com maior folhedo, maior quantidade de serapilheira fina e maior quantidade de detrito lenhoso, separados de aqueles com menor banco de folhas, quantidade de serapilheira fina e detrito lenhoso; e Org2: riachos com maior quantidade de gramíneas e poucas raízes finas, separados de aqueles com menor quantidade de gramíneas e maior quantidade de raízes finas), e o uso e ocupação da bacia (LUI1, proporção de gramíneas e proporção de floresta ripária. A variável Morfo1 não foi usada nas análises, porque foi correlacionada com a proporção da floresta ripária (LIBÓRIO, 2017); esta foi selecionada por ser um indicador local de qualidade. Os modelos foram construídos usando-se a opção *stepwise forward* para selecionar o conjunto de

variáveis preditoras que explicavam cada variável resposta. Para estas análises foi utilizado o software SYSTAT 13.0.

Para avaliar o efeito das variáveis preditoras na composição de macroinvertebrados aquáticos, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (ACC). Os táxons que tinham somente uma ocorrência foram excluídos e os dados de abundância foram transformados para $\ln(x+1)$ para reduzir a influência dos táxons dominantes. As variáveis das características do riacho e uso e ocupação do solo foram padronizadas com uma média igual a 0 e desvio padrão igual a 1, para reduzir a influência na dimensionalidade dos vetores pela ampla diferença de amplitude entre os dados. Foram somados os pontos de todos os tempos para se obter o valor da abundância por riacho. As análises foram realizadas com o pacote *vegan* do software R v. 3.5.1 (R Core Team, 2018).

Foi calculada a taxa de decomposição de matéria orgânica (k) a partir dos valores da proporção de massa remanescente em cada um dos dias para cada ponto, através do seguinte modelo exponencial de primeira ordem, não linear, conforme ADAIR et al.(2010):

$$M_t = M_0 e^{-kt}$$

Usamos então um modelo misto de ANOVA para avaliar a variação na taxa de decomposição em relação ao tipo de riacho e aos riachos, de acordo com a Tabela 3.

Tabela 3. Denominadores usados no teste F do modelo misto usado na ANOVA de medidas repetidas avaliando-se a taxa de decomposição.

| Fonte de variação | gl | Denominador |
|---------------------|----|---------------------|
| Tipo | 2 | Riacho(Tipo) |
| Riacho(Tipo) | 6 | Local(Riacho(Tipo)) |
| Local(Riacho(Tipo)) | 36 | |

Para identificar quais variáveis influenciaram as diferenças nas taxas de decomposição da matéria orgânica (k) entre os riachos, usamos as mesmas variáveis preditoras usadas para analisar a diversidade de macroinvertebrados. Foi realizada uma regressão linear múltipla usando-se o procedimento *stepwise forward* para selecionar o melhor modelo.

Por último, foi realizada uma análise de correlação usando-se o coeficiente de Pearson entre as variáveis usadas na regressão linear múltipla e as variáveis abundância de

fragmentadores, velocidade média da correnteza e velocidade máxima da correnteza, para avaliar o efeito destas variáveis na decomposição da matéria orgânica nos riachos.

RESULTADOS

Comunidades de macroinvertebrados entre tipos de riacho

Foram coletados 5.659 indivíduos de macroinvertebrados aquáticos, pertencentes a 67 gêneros. Do total, 1.224 indivíduos (51 gêneros) foram coletados nos riachos com floresta ripária natural, 3.851 indivíduos (40 gêneros) nos riachos com floresta ripária em restauração, e 584 indivíduos (30 gêneros) nos riachos desmatados com impacto agrícola (Tabela 4)

Tabela 4. Abundância relativa por gênero (%) em cada tipo de riacho.

| Ordem/ Família | Gênero | Natural | Restaurado | Agrícola |
|-----------------------|-------------------------|----------------|-------------------|-----------------|
| Diptera | | | | |
| Chironomidae | <i>Chironomus</i> | 0,21 | 3,23 | 0,21 |
| | <i>Endotribelos</i> | 5,96 | 2,17 | 0,12 |
| | <i>Polypedilum</i> | 7,81 | 23,91 | 1,06 |
| | <i>Caladomyia</i> | 0,07 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>Cryptochironomus</i> | 0,02 | 0,02 | 0,04 |
| | <i>Apedilum</i> | 0,05 | 0,02 | 0,04 |
| | <i>Paratanytarsus</i> | 0,11 | 0,02 | 0,00 |
| | <i>Tanytarsus</i> | 1,50 | 19,42 | 0,90 |
| | <i>Corynoneura</i> | 0,25 | 2,35 | 0,04 |
| | <i>Lopescladius</i> | 0,42 | 0,53 | 0,00 |
| | <i>Nanocladius</i> | 0,25 | 0,07 | 0,00 |
| | <i>Onconeura</i> | 0,48 | 9,44 | 0,21 |
| | <i>Parametriocnemus</i> | 0,27 | 0,57 | 0,11 |
| | <i>Paracladius</i> | 0,04 | 0,00 | 0,14 |
| | <i>Cricotopus</i> | 0,00 | 0,12 | 1,40 |
| | <i>Cardiocladius</i> | 0,00 | 0,05 | 0,00 |
| | <i>Lymnophys</i> | 0,00 | 0,02 | 0,00 |
| | <i>Rheocricotopus</i> | 0,00 | 0,04 | 0,00 |
| | <i>Parakiefferiella</i> | 0,00 | 0,00 | 0,02 |
| | <i>Thienemanniella</i> | 0,05 | 0,00 | 0,02 |
| | <i>Paramerina</i> | 1,13 | 0,74 | 0,07 |
| | <i>Pentaneura</i> | 0,51 | 0,19 | 0,02 |
| | <i>Nilotanipus</i> | 0,00 | 0,02 | 0,00 |
| <i>Ablabesmyia</i> | 0,19 | 0,05 | 0,02 | |
| Tipulidae | <i>Familia 1</i> | 0,02 | 0,00 | 0,00 |
| Plecoptera | | | | |
| Pelidae | <i>Anacroneura</i> | 0,07 | 0,00 | 0,04 |
| | <i>Tupiperla</i> | 0,00 | 0,00 | 0,02 |

| | | | | |
|----------------------|----------------------------|------|------|------|
| Gripopterygidae | <i>Família 2</i> | 0,02 | 0,00 | 0,00 |
| Coleoptera | | | | |
| Elmidae | <i>Xenelmis</i> | 0,02 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>Neoelmis</i> | 0,02 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>Heterelmis</i> | 0,35 | 1,77 | 5,07 |
| | <i>Hexacylloepus</i> | 0,00 | 0,00 | 0,09 |
| | <i>Microcyllloepus</i> | 0,00 | 0,00 | 0,04 |
| | <i>Phanocerus</i> | 0,00 | 0,00 | 0,02 |
| Hydrophilidae | <i>Família 3</i> | 0,02 | 0,00 | 0,00 |
| Ephemeroptera | | | | |
| Baetidae | <i>Família 4</i> | 0,02 | 0,02 | 0,00 |
| | <i>Baetodes</i> | 0,00 | 0,04 | 0,00 |
| | <i>Paracloedes</i> | 0,02 | 0,75 | 0,04 |
| Leptohyphidae | <i>Traverhyphes</i> | 0,02 | 1,44 | 0,02 |
| | <i>Leptohyphes</i> | 0,00 | 0,04 | 0,00 |
| Hemiptera | | | | |
| Naucoridae | <i>Limnocoris</i> | 0,14 | 0,02 | 0,00 |
| | <i>Família 5</i> | 0,02 | 0,00 | 0,00 |
| Veliidae | <i>Rhagovelia</i> | 0,02 | 0,05 | 0,00 |
| Odonata | | | | |
| Calopterigydae | <i>Hetaerina/Mnesarete</i> | 0,02 | 0,18 | 0,04 |
| Coenagrionidae | <i>Argia</i> | 0,11 | 0,12 | 0,09 |
| Corduliidae | <i>Neocordulia</i> | 0,05 | 0,00 | 0,04 |
| | <i>Navicordulia</i> | 0,05 | 0,02 | 0,00 |
| Gomphidae | <i>Zonophora</i> | 0,02 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>Progomphus</i> | 0,02 | 0,00 | 0,04 |
| Megapodagrionidae | <i>Oxystigma</i> | 0,05 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>Família 6</i> | 0,02 | 0,00 | 0,00 |
| Trichoptera | | | | |
| Calamoceratidae | <i>Phylloicus</i> | 0,12 | 0,00 | 0,00 |
| Hydropsychidae | <i>Smicridea</i> | 0,07 | 0,04 | 0,00 |
| | <i>Blepharopus</i> | 0,04 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>Leptonema</i> | 0,09 | 0,42 | 0,39 |
| | <i>Macronema</i> | 0,00 | 0,02 | 0,00 |
| | <i>Macrostemum</i> | 0,07 | 0,02 | 0,04 |
| | <i>Família 7</i> | 0,18 | 0,02 | 0,00 |
| Leptoceridae | <i>Triplectides</i> | 0,14 | 0,00 | 0,00 |
| Odontoceridae | <i>Marilia</i> | 0,35 | 0,02 | 0,00 |
| | <i>Família 8</i> | 0,11 | 0,00 | 0,00 |
| Polycentropodidae | <i>Polyplectropus</i> | 0,02 | 0,04 | 0,00 |
| | <i>Cernotina</i> | 0,02 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>Cyrnellus</i> | 0,02 | 0,04 | 0,00 |
| Philopotamidae | <i>Nyctiophylax</i> | 0,00 | 0,02 | 0,00 |
| Hydroptilidae | <i>Família 9</i> | 0,00 | 0,00 | 0,02 |
| | <i>Família 10</i> | 0,02 | 0,00 | 0,00 |

Houve uma interação significativa entre o tempo de colonização e o tipo de riacho na abundância de macroinvertebrados (Tabela 5). No dia 7 a abundância média nos riachos agrícolas foi significativamente menor que nos riachos naturais e em restauração, que não apresentaram diferenças entre si (Figura 4). Nos dias de coleta 14 e 25, os riachos agrícolas e naturais apresentaram abundâncias similares, enquanto nos riachos em restauração a abundância foi maior, apesar de não diferir dos riachos naturais (Figura 4).

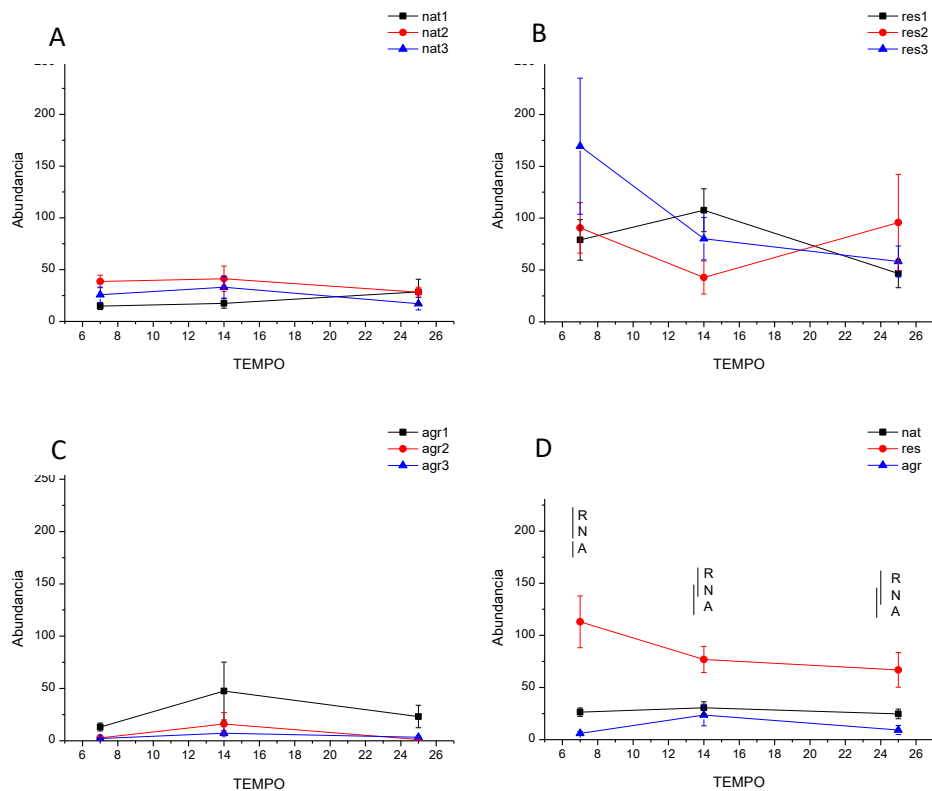


Figura 4. Abundância média (\pm erro padrão) de macroinvertebrados aquáticos associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Linhas compartilhadas indicam que as médias desses tipos de riachos não apresentaram diferenças significativas de acordo com o teste HSD de Tukey. Abreviações: Nat - N = riachos naturais, Rest - R = riachos em restauração, Agr - A = riachos agrícolas.

Tabela 5. Resultados da ANOVA de medidas repetidas comparando o efeito dos fatores (Riacho, Tipo e Tempo), sobre cada uma das variáveis resposta (abundância, riqueza de espécies, índice de riqueza (Chao1), índice de Gini-Simpson (1-D), índice de Shannon (H') e índice de Simpson (D))

| Fonte de variação | LogN | | S | | Chao1 | | GINI | | H' | | D | | |
|----------------------|------|--------|--------------------|--------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|
| | gl | QM | F | QM | F | QM | F | QM | F | QM | F | QM | F |
| Entre objetos | | | | | | | | | | | | | |
| Tipo | 2 | 63.772 | 12.02** | 13,613 | 5.48* | 9.203 | 6.76* | 0.813 | 9.04* | 5.232 | 6.52* | 3.426 | 6.91* |
| Riacho(Tipo) | 6 | 5.302 | 5.36*** | 2.486 | 6.52*** | 1.362 | 3.85** | 0.091 | 1.24 ^{ns} | 0.803 | 3.03* | 0.496 | 2.58* |
| Erro 1 | 36 | 0.990 | | 0.381 | | 0.354 | | 0.073 | | 0.265 | | 0.192 | |
| Dentro de objetos | | | | | | | | | | | | | |
| Tempo | 2 | 2.082 | 4.41* | 1.130 | 8.31** | 0.951 | 6.94** | 0.169 | 6.26* | 0.842 | 5.20* | 0.522 | 4.42* |
| Tempo×Tipo | 4 | 1.545 | 3.27* | 0.432 | 3.18 ^{ns} | 0.528 | 3.85 ^{ns} | 0.081 | 3.00 ^{ns} | 0.356 | 2.20 ^{ns} | 0.241 | 2.04 ^{ns} |
| Tempo× Riacho(Tipo) | 12 | 0.472 | 0.74 ^{ns} | 0.136 | 0.43 ^{ns} | 0.137 | 0.44 ^{ns} | 0.027 | 0.59 ^{ns} | 0.162 | 0.88 ^{ns} | 0.118 | 0.66 ^{ns} |
| Erro 2 | 72 | 0.637 | | 0.313 | | 0.311 | | 0.046 | | 0.183 | | 0.179 | |
| Greenhouse-Geisser ε | | 0.989 | | 0.969 | | 0.956 | | 0.991 | | 0.990 | | 0.890 | |
| Huynh-Feldt ε | | 1.000 | | 1.000 | | 1.000 | | 1.000 | | 1.000 | | 1.000 | |

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$; ns = $P > 0.05$.

Para os estimadores de diversidade, não houve interação significativa entre fatores (Tabela 5). Houve diferença significativa da riqueza de macroinvertebrados entre os riachos de cada tipo e entre os dias de coleta (Tabela 5). A riqueza foi maior nos riachos naturais e em restauração que nos agrícolas, com uma média de 6,4 e 6,9 táxons respectivamente, sem diferenças significativas entre eles. Entretanto, riachos naturais não apresentaram diferença significativa em relação a riachos agrícolas, enquanto riachos em restauração apresentaram maiores valores (Figura 5A). Os riachos dentro de cada tipo apresentaram variação na riqueza (Tabela 5) sendo que, entre os riachos naturais, Nat2 foi o que apresentou maior riqueza, entre aqueles em restauração, Rest3 e, entre os agrícolas, Agr1 apresentou maior riqueza (Figura 6).

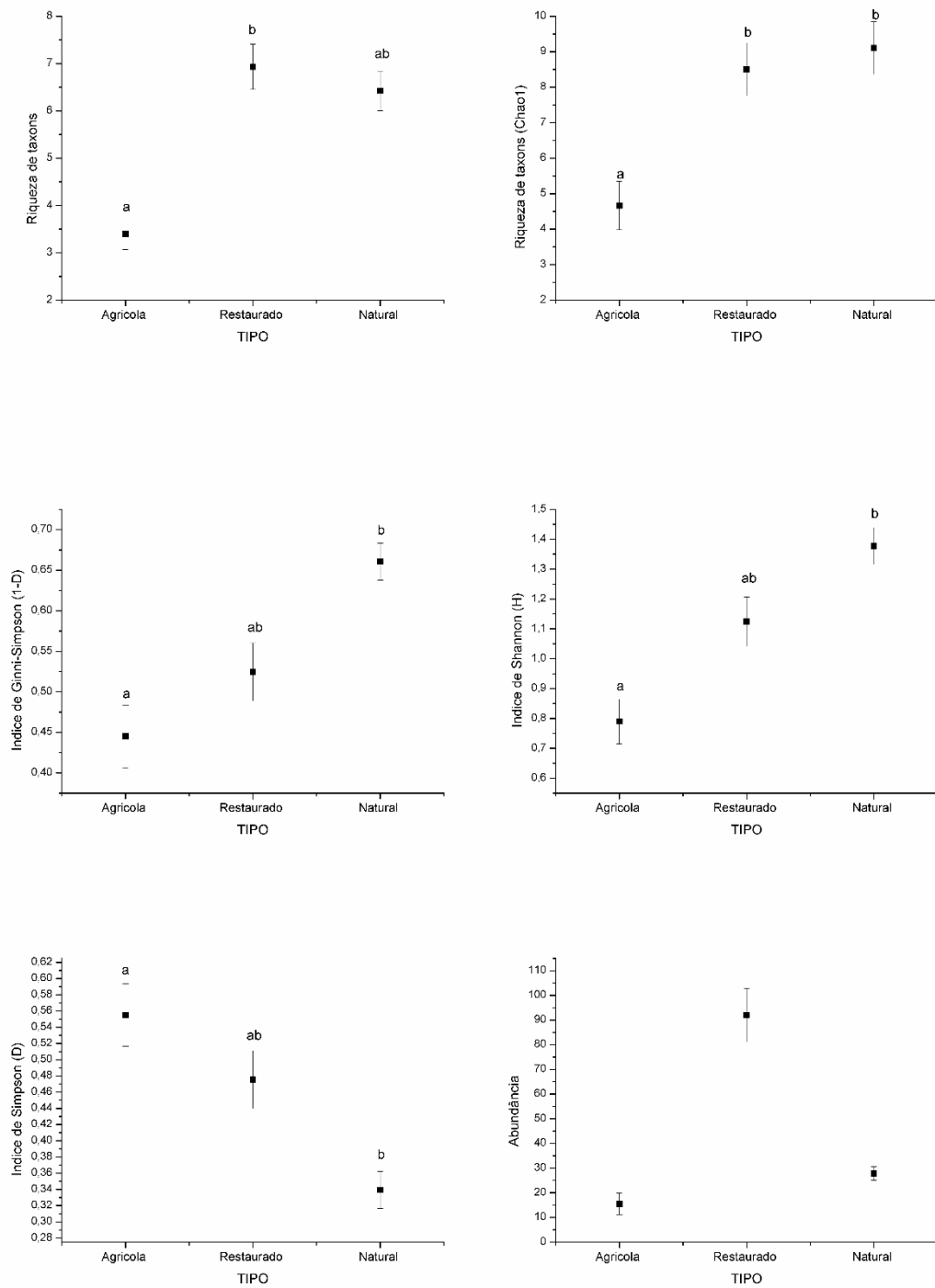


Figura 5. Comparação das médias das seis variáveis resposta nos três tipos de riachos. Letras iguais indicam que as médias não diferem significativamente de acordo com o teste HSD de Tukey.

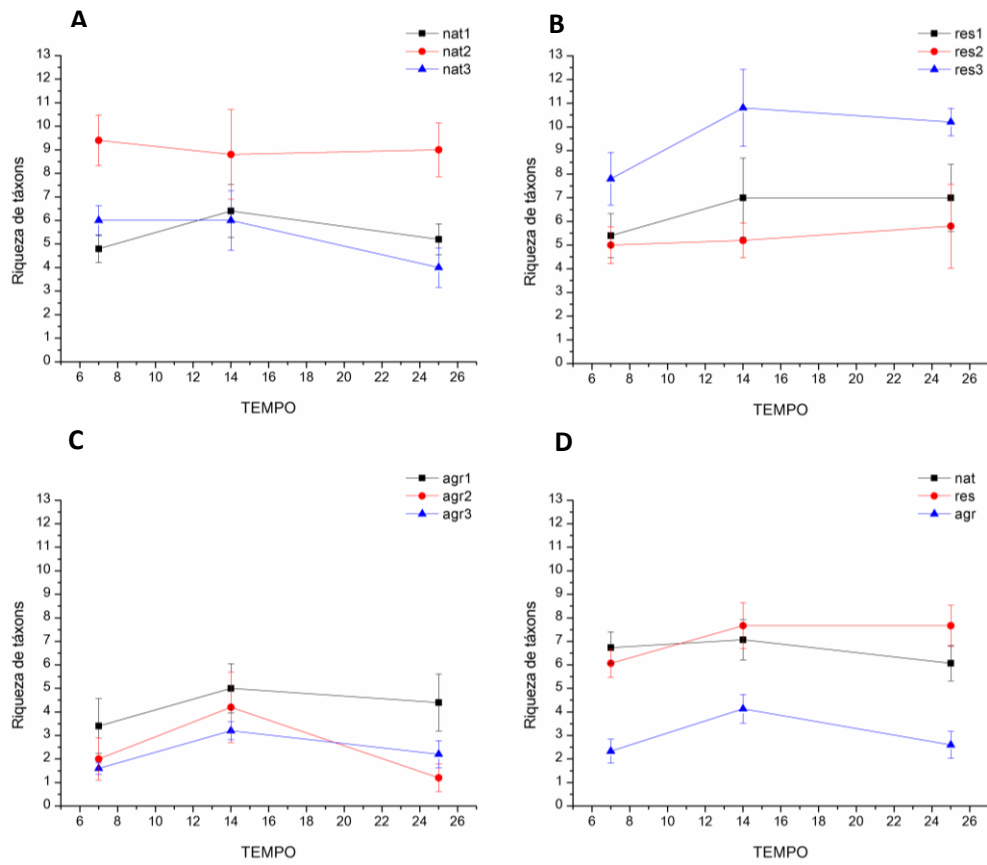


Figura 6. Média (\pm erro padrão) da riqueza de táxons de macroinvertebrados aquáticos associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest= riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas.

A riqueza taxonômica estimada pelo índice Chao-1 também apresentou diferença entre os tipos de riachos e os dias de coleta (Tabela 5). Os riachos naturais e em restauração tiveram uma média maior, com 9,1 e 8,5 táxons, respectivamente, sem diferenças significativas entre eles, mas sim com o tipo agrícola, que teve uma média de 4,6 táxons (Figura 5B). Os riachos dentro de cada tipo também não apresentaram interação com o tempo, mas houve diferença entre eles (Tabela 5); da mesma forma que na riqueza taxonômica descrita acima, os riachos que apresentaram os maiores valores foram Nat2 entre os riachos naturais, com uma média de 12,6, Rest3 entre riachos em restauração com uma média de 11,5 mas Agr2 entre os agrícolas com uma média de 5,9 (Figura 7).

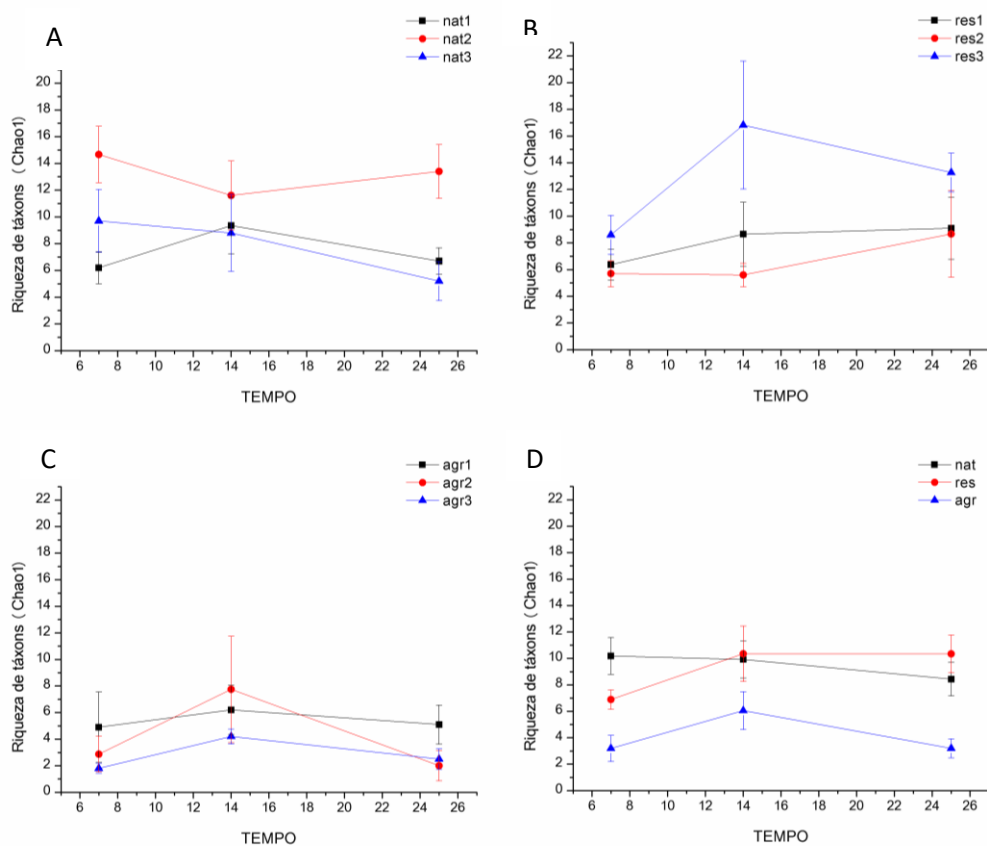


Figura 7. Média (\pm erro padrão) da riqueza de táxons de macroinvertebrados aquáticos, medida pelo índice de Chao1, associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest= riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas.

No índice de diversidade Gini-Simpson (1-D), também foram observadas diferenças significativas entre os tipos de riachos e os dias de coleta (Tabela 5). Os riachos naturais apresentaram maior diversidade de espécies com uma média de 0,66, significativamente maior que os riachos agrícolas (média=0,44), mas sem diferenças significativa dos riachos em restauração, que apresentaram média de 0,52 (Figura 5C). Não foram verificadas diferenças significativas entre os riachos dentro de cada tipo (Tabela 5; Figura 8).

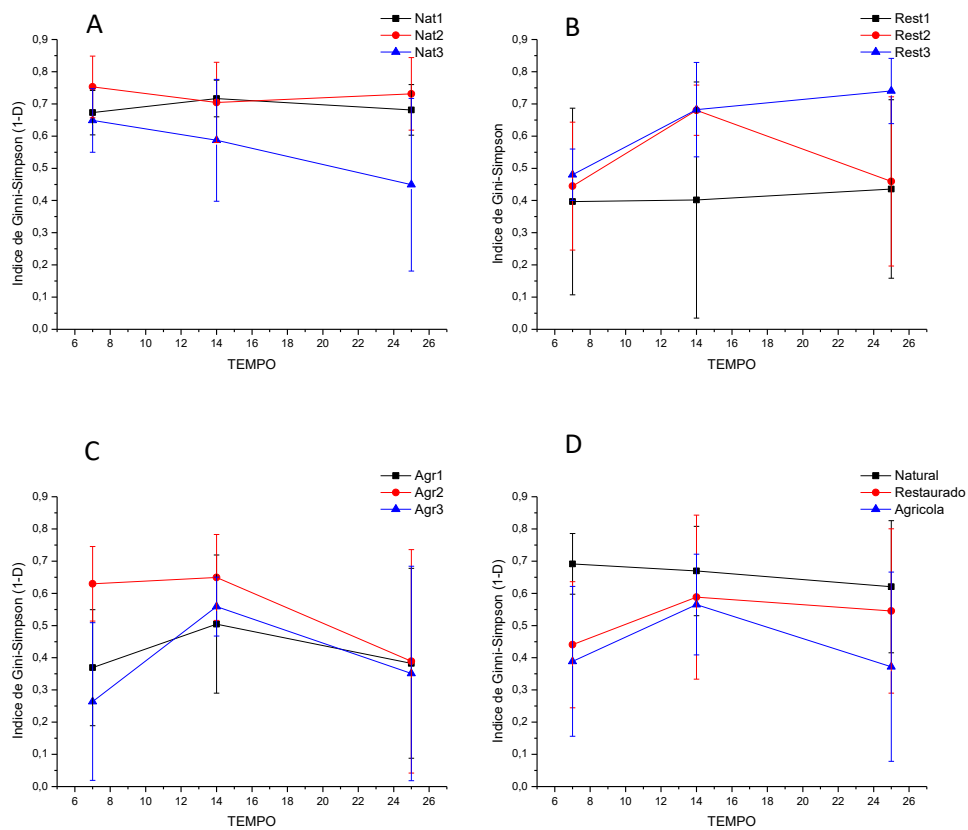


Figura 8. Média (\pm erro padrão) da diversidade de macroinvertebrados aquáticos medida índice de Gini-Simpson, associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest= riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas.

O índice de diversidade de Shannon -Wiener (H'), apresentou o mesmo padrão do índice de Gini-Simpson, com diferenças entre os tipos de riacho e dias de coleta (Tabela 5). Com uma média de 1,38, os riachos naturais tiveram a maior diversidade de espécies entre os três tipos de riachos, significativamente diferente dos riachos agrícolas que foi de 0,78, mas sem diferença significativa dos riachos em restauração, que foi 1,12 (Figura 5D). Também não houve interação do riacho dentro de cada tipo com o tempo, mas sim diferença entre os riachos de cada tipo (Tabela 5). Da mesma forma que para os índices de riqueza, Nat2 apresentou a maior média para diversidade entre os riachos naturais (1,66), Rest3 entre aqueles em restauração (1,45) e Agr2 entre os agrícolas (0,98) (Figura 9).

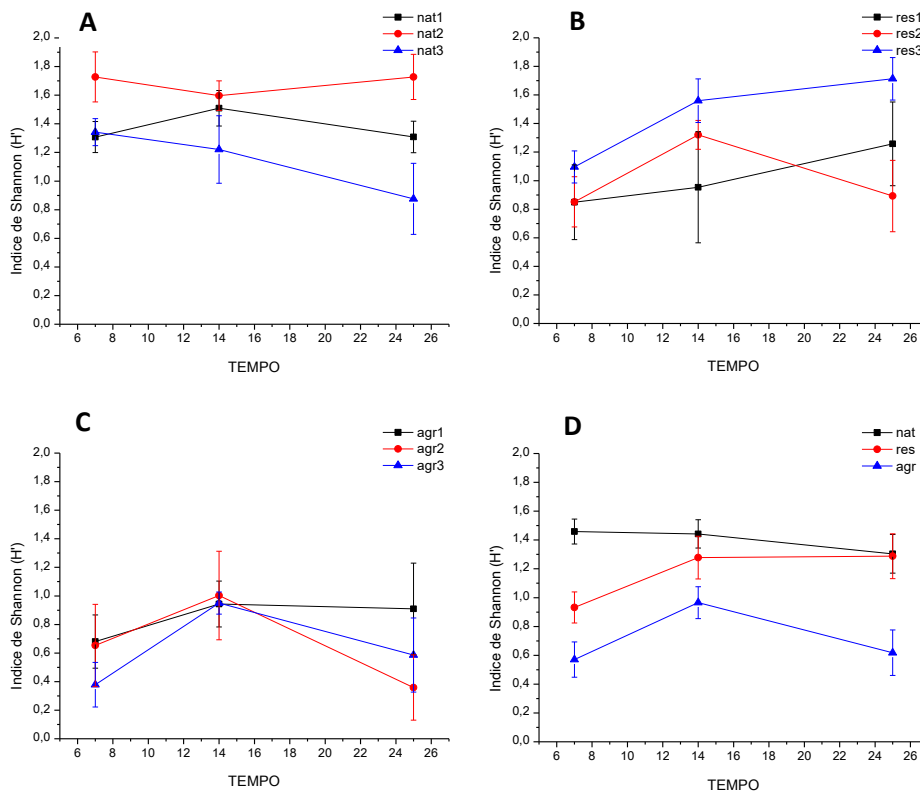


Figura 9. Média (\pm erro padrão) da diversidade de macroinvertebrados aquáticos medida com o índice de Shannon, associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest= riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas.

O índice de dominância de Simpson apresentou um padrão inverso aos do índice de Gini-Simpson e Shannon, com diferenças entre os tipos de riacho e os dias de coleta, mas sem interação entre o tipo e o tempo de coleta (Tabela 5). A dominância medida por este índice foi maior nos riachos agrícolas com uma média de 0,56, a qual foi significativamente maior que os riachos naturais com média de 0,34, mas não diferiu significativamente daqueles em restauração, que apresentam média de 0,47 (Figura 5E). Entre os riachos dentro de cada tipo também houve uma diferença significativa, mas não interação dos riachos com o tempo (Tabela 5). Dos riachos naturais Nat3 teve a maior média de dominância daqueles em restauração, o Rest1 e, dos agrícolas, o Agr3 (Figura 10).

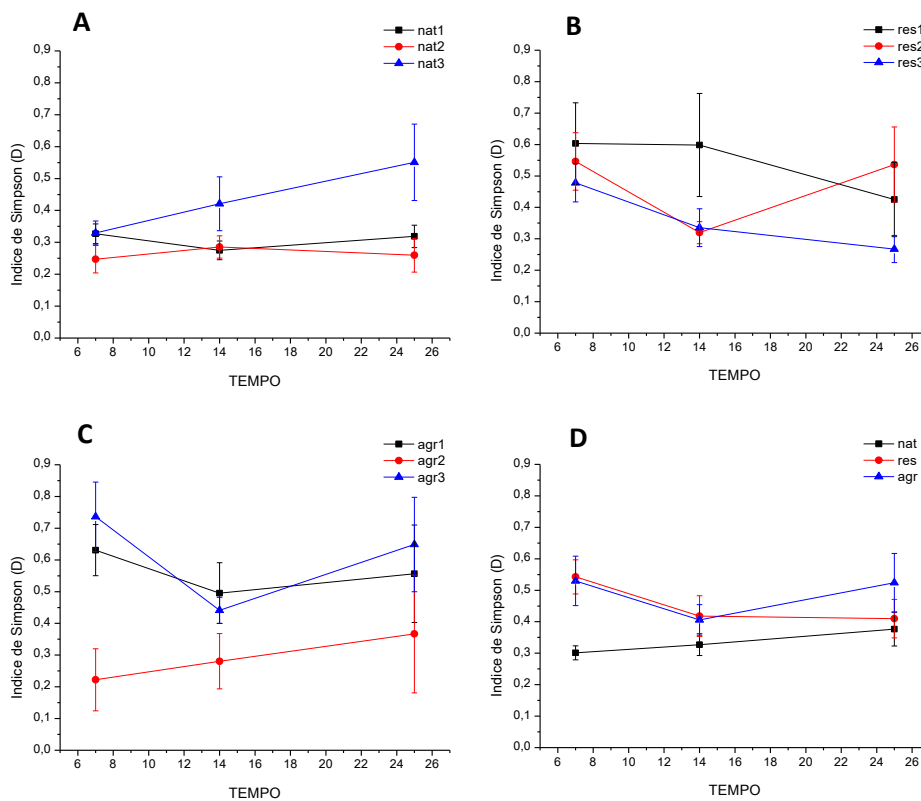


Figura 10. Médias (\pm erro padrão) da dominância de macroinvertebrados aquáticos, medida pelo índice de Simpson, associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest= riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas.

Houve uma interação significativa entre o tempo de colonização e os riachos de cada tipo tanto para a abundância como para a riqueza de EPT (Tabela 6; Figura 11; Figura 12), possivelmente devido ao efeito das características próprias de cada riacho. No caso da abundância dos fragmentadores, foi verificada uma diferença entre os tipos de riachos e riachos dentro de cada tipo (Tabela 6), com maior abundância nos riachos com floresta ripária natural e em restauração, sem diferenças significativas entre eles, mas sim significativamente maiores que nos riachos com zonas ripárias alteradas (Figura 13D).

Tabela 6. Resultados da ANOVA de medidas repetidas comparando o efeito dos fatores (Riachos, Tipo e Tempo), sobre cada uma das variáveis resposta abundância de EPT (EPTN), riqueza de EPT (EPTS) e abundância de macroinvertebrados fragmentadores.

| Fonte de variação | EPTN | | | EPTS | | Fragmentadores | |
|-------------------------------|------|-------|--------------------|-------|--------------------|----------------|--------------------|
| | gl | QM | F | QM | F | QM | F |
| Entre objetos | | | | | | | |
| Tipo | 2 | 3.144 | 0.62 ^{ns} | 6.096 | 1.00 ^{ns} | 78.193 | 11.78** |
| Riacho(Tipo) | 6 | 5.092 | 11.79*** | 6.074 | 8.41*** | 6.639 | 11.67*** |
| Erro 1 | 36 | 0.432 | | 0.722 | | 0.569 | |
| Dentro de objetos | | | | | | | |
| Tempo | 2 | 1.334 | 1.31 ^{ns} | 1.207 | 0,66 ^{ns} | 4.256 | 5.11* |
| Tempo×Tipo | 4 | 0.880 | 0.86 ^{ns} | 2.107 | 1.15 ^{ns} | 1.589 | 1.90 ^{ns} |
| Tempo× Riacho(Tipo) | 12 | 1.020 | 2.81** | 1.830 | 3.36*** | 0.832 | 1.77 ^{ns} |
| Erro 2 | 72 | 0.363 | | 0.544 | | 0.469 | |
| Greenhouse-Geisser ϵ | | 0.827 | | 0.861 | | 0.928 | |
| Huynh-Feldt ϵ | | 1.000 | | 1.000 | | 1.000 | |

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$; ns = $P > 0.05$.

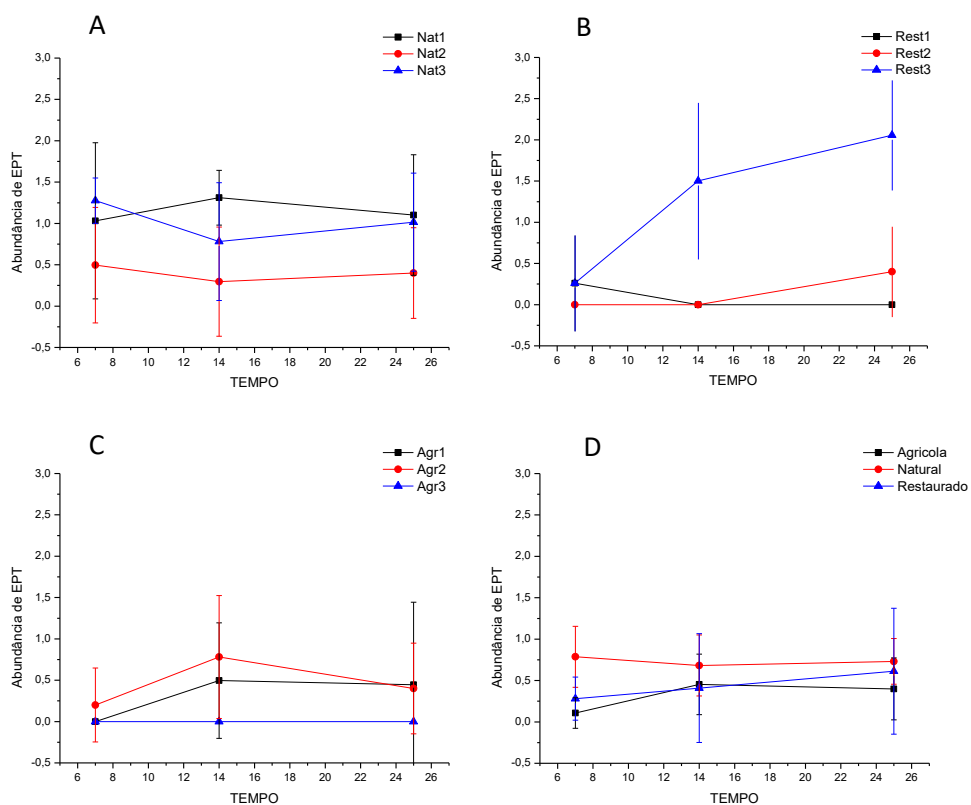


Figura 11. Abundância média (\pm erro padrão) de EPT associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas.

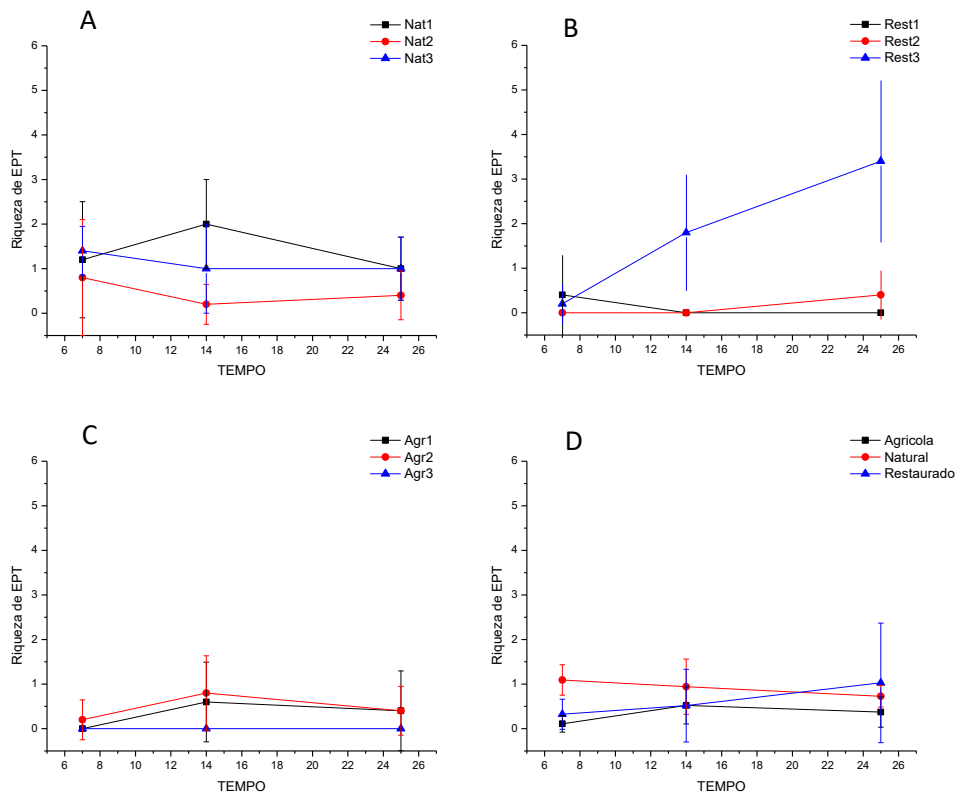


Figura 12. Riqueza média (\pm erro padrão) de EPT associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas

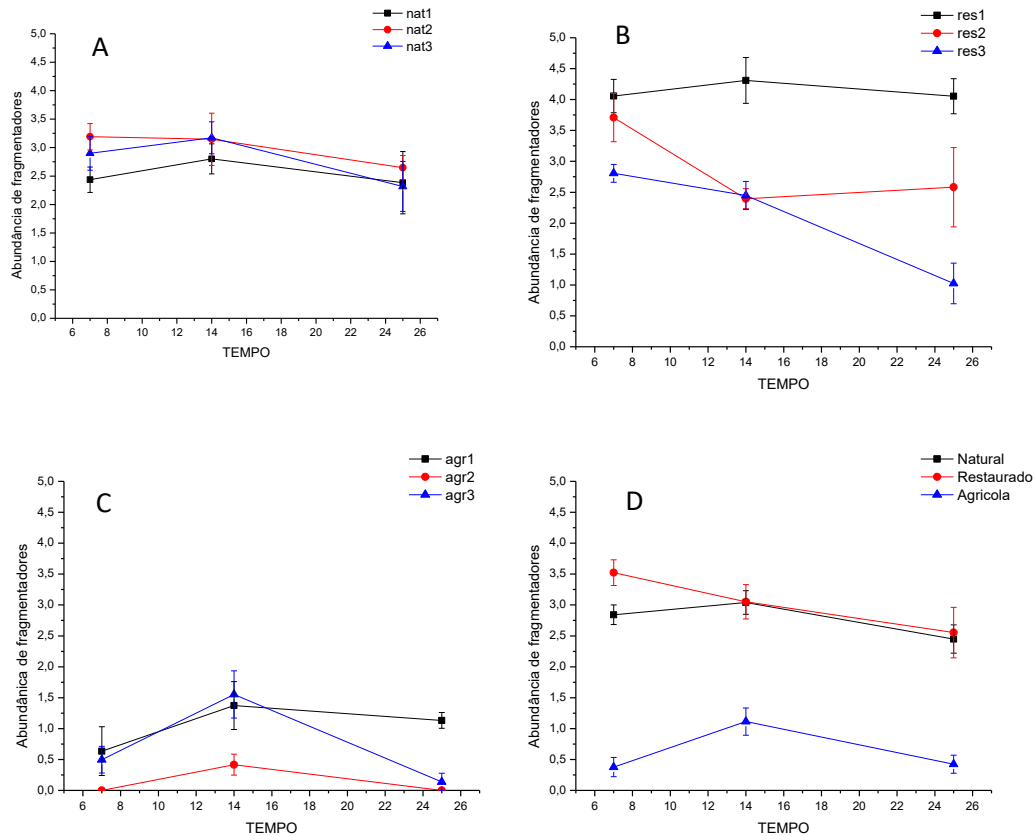


Figura 13. Abundância média (\pm erro padrão) de fragmentadores associados a bolsas de decomposição ao longo do experimento, para cada um dos riachos naturais (A), em restauração (B) e agrícolas (C), e valores médios entre os tipos de riachos (D). Abreviações: Nat = riachos naturais, Rest = riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas

De acordo com a PERMANOVA, houve uma diferença significativa na composição de macroinvertebrados aquáticos entre os tipos de riacho, assim como também entre riachos dentro de cada tipo, porém, não houve diferença entre os três dias de coleta, e também não houve interação entre o tempo e o tipo de riacho (Tabela 7). A ordenação resultante do MDS indica uma maior dispersão dos pontos que representam a comunidade de macroinvertebrados dos riachos agrícolas (Agr1, Agr2, Agr3), com bastante variação entre os riachos Agr1 e Agr3, enquanto os riachos naturais (Nat1, Nat2, Nat3) e em restauração (Rest1, Rest2, Rest3) têm uma menor dispersão, o que significa uma composição mais similar ao longo do experimento nestes riachos (Figura 14). Além disso, a ordenação mostra diferenças entre riachos do mesmo tipo, sugerindo que outros fatores, característicos de cada riacho, podem estar influenciando os resultados. De qualquer forma, as matrizes de similaridade obtidas para cada dia de coleta foram altamente correlacionadas, de acordo com o teste de Mantel (dia 7 \times dia 14: $r = 0.731$, $P < 0.001$; dia 14 \times dia 25: $r = 0.634$, $P = 0.001$; dia 7 \times dia 25: $r = 0.719$, P

= 0.003), indicando que as distâncias relativas entre riachos de acordo com a composição taxonômica se mantiveram ao longo do experimento.

Tabela 7. Resultado da PERMANOVA, comparando a composição de macroinvertebrados nos três tipos de riachos (Natural, em restauração e Agrícola), nos três dias de coleta (7, 14, 25), entre os riachos (Nat1, Nat2, Nat3, Rest1, Rest2, Rest3, Agr1, Agr2, Agr3) e o efeito do tempo nos tipos de riachos

| Fonte de variação | gl | QM | F | P |
|-------------------|----|--------|--------|-------|
| Tipo | 2 | 7969,2 | 3,0187 | 0,003 |
| Tempo | 2 | 1798,4 | 1,6449 | 0,061 |
| Riacho (Tipo) | 6 | 2639,9 | 2,4147 | 0,001 |
| Tipo x Tempo | 4 | 1426,7 | 1,305 | 0,161 |
| Resíduo | 12 | 1093,3 | | |

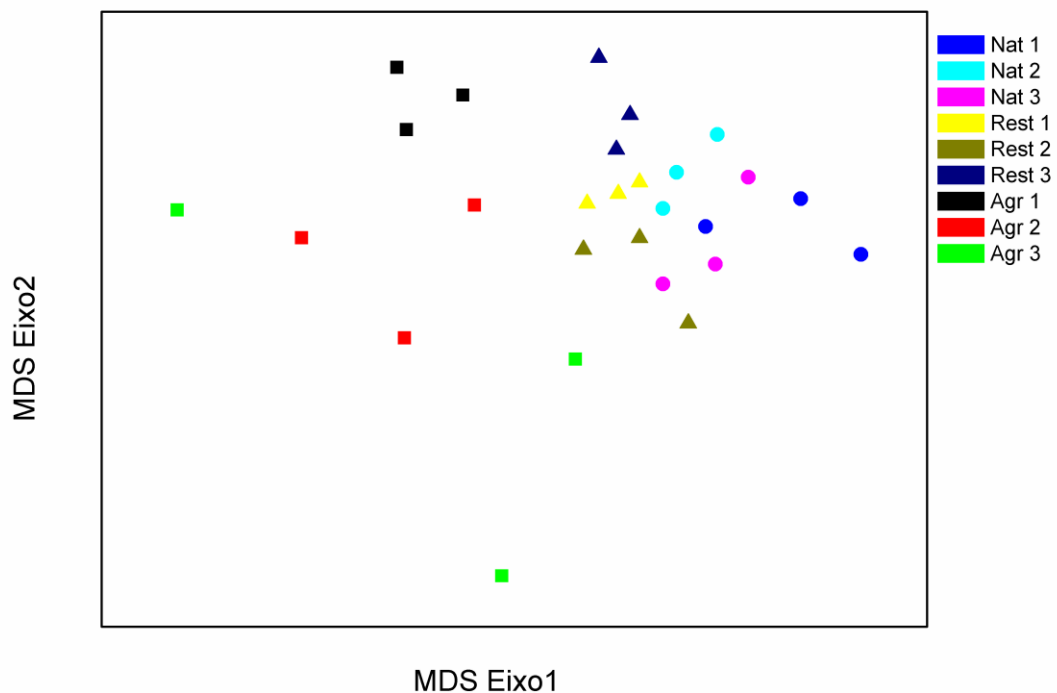


Figura 14. Resultado da Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) comparando a composição de macroinvertebrados aquáticos entre os riachos naturais (círculos), em restauração (triângulos) e agrícolas (quadrados).

Características físicas e biológicas dos riachos

A Análise de Componentes Principais (PCA) realizada para as variáveis morfológicas dos riachos, explicou 76% da variação total dos dados, sendo que o eixo1 explicou 44% (autovalor = 4,863) enquanto o eixo2 explicou 32% da variação (autovalor = 3,519). O primeiro eixo, denominado Morfo1, foi positivamente correlacionado com a profundidade média e vazão, e negativamente correlacionado com a sinuosidade, separando rios mais profundos, com maior vazão e menos sinuosos daqueles menos profundos, com menor vazão e mais sinuosos. O segundo eixo, denominado Morfo2, foi correlacionado positivamente com a largura do talvegue e largura sazonal do leito, e negativamente correlacionados com a declividade e coeficiente de variação de profundidade média de talvegue e altura média do leito sazonal (Figura 15).

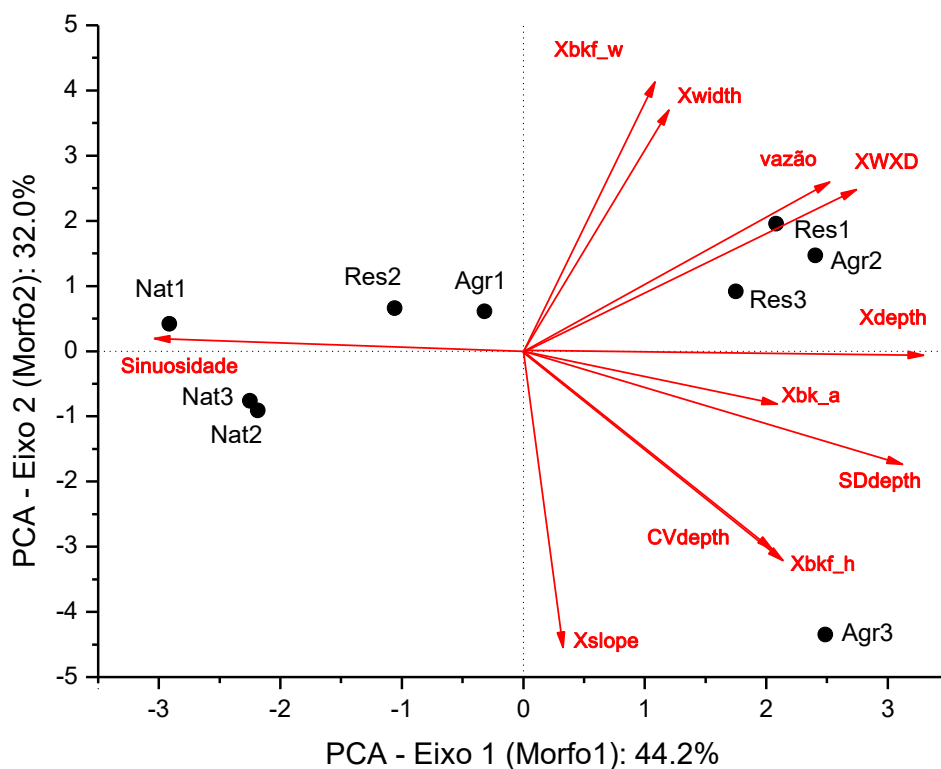


Figura 15. Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis da morfologia do canal dos riachos estudados. Modificado de Liborio (2017). Nat = riachos naturais, Rest = riachos com floresta ripária em restauração, Agr = riachos agrícolas. Símbolos dos vetores (Xdepth = profundidade média 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 ao substrato orgânico, o PCA explicou 73% da variação total dos dados, sendo que o primeiro eixo (Org1), explicou 44% da variação (autovalor = 2,201) e o segundo eixo (Org2), explicou 29% da variação (autovalor = 1,449). O primeiro eixo foi correlacionado positivamente com o banco de folhas, a quantidade de serapilheira fina e a quantidade de detrito lenhoso, enquanto o segundo eixo foi correlacionado positivamente com a quantidade de gramíneas, e negativamente com a quantidade de raízes finas (Figura 16).

Em relação à composição do substrato orgânico de cada um dos riachos, Nat1 e Nat3 foram compostos principalmente por detrito lenhoso, serapilheira fina e folheto, enquanto Nat2 foi composto em maior medida por raízes finas e em menor medida por folheto (Figura 13), O riacho Agr2 tem muitas gramíneas em seu leito, enquanto os riachos Rest2, Rest3 e Agr1 têm características similares, com pouco material orgânico depositado; os riachos Agr3 e Rest1 apresentam maior quantidade de raízes finas (Figura 16).

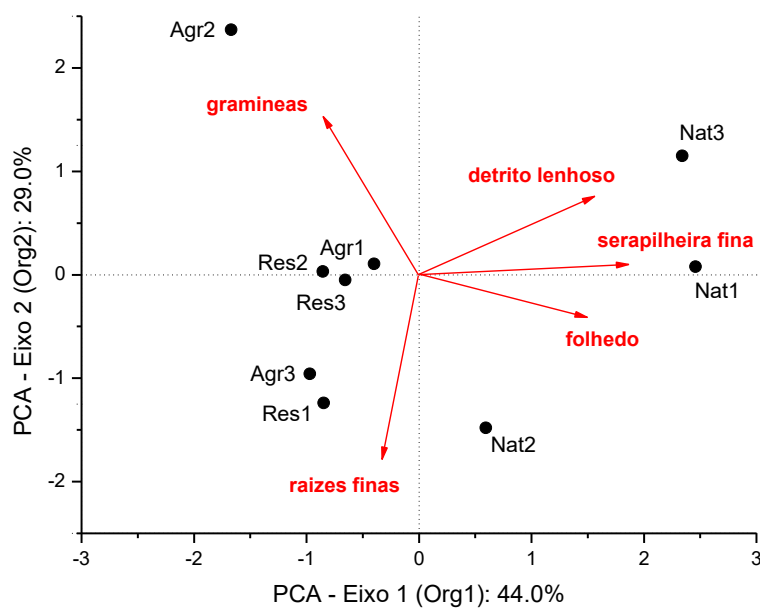


Figura 16. Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis de substrato orgânico dos riachos. Nat = riachos naturais, Rest = riachos em restauração, Agr = riachos agrícolas. Vetores: Detrito lenhoso, serapilheira fina, banco de folhas, raízes finas e gramíneas.

Relação entre características dos riachos e comunidades de macroinvertebrados

Esta variação nas características dos riachos e as diferenças no uso e ocupação do solo entre microbacias tiveram um grande impacto sobre a estrutura das comunidades de macroinvertebrados. Conforme as análises de regressão múltipla, o modelo final explicou 61% da variação na abundância total, que foi influenciada positivamente pelas variáveis Morfo2 e, em menor grau pela proporção de floresta ripária na microbacia, mas relacionada negativamente com Org2, indicando que a abundância é maior em riachos mais largos e com menor declividade, com alta proporção de floresta ripária na microbacia, menor quantidade de gramíneas e mais raízes finas (Tabela 8).

A variação da riqueza taxonômica entre os riachos foi relacionada positivamente pelas variáveis Morfo2 e pela proporção de floresta ripária na microbacia, e negativamente ao uso e ocupação do solo e Org2, mas não significativamente a esta última variável, sendo que este modelo explicou 45% da variação (Tabela 8). Assim, a maior riqueza foi observada em riachos com alta proporção de vegetação ripária, mais largos e com menor declividade, com menor uso e ocupação do solo por atividades antrópicas e com menor quantidade de gramíneas e mais raízes finas no leito (Tabela 8).

A riqueza taxonômica estimada pelo índice de Chao1 foi relacionada positiva mas não significativamente com a proporção de floresta ripária na microbacia e Org2, e negativamente relacionada com LUI1, os quais explicaram 27% da variação. Assim, a riqueza estimada por este índice foi maior em riachos com maior proporção de floresta ripária na microbacia, menor quantidade de gramíneas e mais raízes finas no leito, e menor uso e ocupação do solo por atividades antrópicas (Tabela 8).

O índice de Gini- Simpson (1-D) foi relacionado positivamente com as variáveis Fast e com a proporção de vegetação ripária na microbacia, e negativamente com LUI1, sendo explicado pelo modelo 38% da variação. Por tanto, a diversidade de espécies medida com este índice foi maior em riachos com maior proporção de corredeiras e cascatas, riachos com maior proporção de floresta ripária na microbacia, e com menor uso e ocupação do solo por atividades antrópicas (Tabela 8).

O índice de Simpson (D) foi correlacionado positivamente com a variável LUI1 e negativamente com as variáveis Fast e proporção de vegetação ripária, explicando por este modelo 38% da variação. Assim, a dominância de táxons foi maior em riachos com maior uso

e ocupação do solo por atividades antrópicas e em riachos com menor proporção de corredeiras e cascatas e menor proporção de vegetação ripária na microbacia (Tabela 8).

O índice de Shannon-Weaver foi relacionado positivamente com Fast e com a proporção de floresta ripária na microbacia, e negativamente com LUI1, sendo que o modelo explicou 44% da variação; a diversidade de espécies foi maior em riachos com maior proporção de corredeiras e cascatas, maior proporção de floresta ripária na microbacia e menor uso e ocupação do solo por atividades antrópicas, similarmente ao encontrado para o Gini-Simpson (Tabela 8).

A abundância de EPT foi relacionada positivamente com Morfo2 e Org1, e negativamente com proporção de floresta ripária na microbacia, sendo explicada 33% da variação pelo modelo final, Assim a maior abundância de EPT foi em riachos mais longos, com menor declividade, com maior proporção de folhedo, serapilheira fina e detrito lenhoso no leito, e menor proporção de floresta ripária na microbacia (Tabela 8).

A riqueza de EPT teve relação positiva com Org1 mas não significativa com Org2, sendo explicada 48% da variação por este modelo (sem um outlier, representando pelo riacho Rest3 após 25 dias). Assim, a riqueza de EPT foi maior em riachos com maior proporção de folhedo, serapilheira fina, detrito lenhoso (Tabela 8).

Em relação à abundância de fragmentadores, o modelo explicou 82% da sua variação, apresentando uma relação negativa com a proporção de corredeiras e cascatas e uma relação positiva com Morfo2, a proporção de floresta ripária na microbacia e LUI1. Assim a abundância foi maior em riachos mais largos e menor declividade, com maior proporção de floresta ripária na microbacia, com maior uso e ocupação do solo por atividades antrópicas, e menor proporção de corredeiras e cascatas (Tabela 8).

Tabela 8. Resultado da análise de regressão múltipla passo-a-passo avaliando o efeito das características da bacia e do leito dos riachos estudados na estrutura das comunidades de macroinvertebrados.

| Variável dependente | Variável preditora | Coefficiente | SE | t | p |
|----------------------------------------------------|--------------------|--------------|-------|--------|--------|
| LnAbundância $R^2 = 0,61, P < 0,001$ | Morfo2 | 0,489 | 0,093 | 5,274 | <0,001 |
| | Ripária | 0,080 | 0,039 | 2,060 | 0,051 |
| | Org2 | -0,521 | 0,142 | -3,674 | 0,001 |
| Riqueza taxonômica $R^2 = 0,45, P = 0,001$ | Morfo2 | 1,151 | 0,409 | 2,813 | 0,010 |
| | Ripária | 0,401 | 0,179 | 2,239 | 0,036 |
| | LUI1 | -0,120 | 0,030 | -3,951 | 0,001 |
| | Org2 | -1,016 | 0,625 | -1,627 | 0,118 |
| Índice de CHAO_1 $R^2 = 0,27, P = 0,017$ | Ripária | 0,713 | 0,391 | 1,824 | 0,081 |
| | LUI1 | -0,186 | 0,068 | -2,744 | 0,012 |
| | Org2 | 2,544 | 1,311 | 1,941 | 0,065 |
| Índice de Ginni-Simpson $R^2 = 0,38, P = 0,003$ | Fast | 0,006 | 0,002 | 3,400 | 0,002 |
| | Ripária | 0,026 | 0,007 | 3,646 | 0,001 |
| | LUI1 | -0,005 | 0,001 | -3,572 | 0,002 |
| Índice de Simpson (D) $R^2 = 0,38, P = 0,003$ | Fast | -0,006 | 0,002 | -3,400 | 0,002 |
| | Ripária | -0,026 | 0,007 | -3,646 | 0,001 |
| | LUI1 | 0,005 | 0,001 | 3,572 | 0,002 |

| | | | | | |
|-------------------------|---------|--------|-------|--------|--------|
| Índice de Shannon (H') | Fast | 0,013 | 0,004 | 3,137 | 0,005 |
| | Ripária | 0,069 | 0,019 | 3,685 | 0,001 |
| | LUI1 | -0,015 | 0,003 | -4,533 | <0,001 |
| $R^2 = 0,44, P = 0,006$ | | | | | |
| LnAbundância EPT | Morfo2 | 0,319 | 0,127 | 2,508 | 0,020 |
| | Ripária | -0,158 | 0,072 | -2,190 | 0,039 |
| | Org1 | 0,743 | 0,205 | 3,622 | 0,001 |
| $R^2 = 0,33, P = 0,007$ | | | | | |
| Riqueza EPT | Org1 | 1,350 | 0,293 | 4,606 | <0,001 |
| | Org2 | 0,673 | 0,360 | 1,871 | 0,074 |
| $R^2 = 0,48, P < 0,001$ | | | | | |
| Abundância Frag. | Morfo2 | 0,178 | 0,082 | 2,166 | 0,041 |
| | Fast | -0,075 | 0,010 | -7,751 | <0,001 |
| | Ripária | 0,114 | 0,043 | 2,681 | 0,014 |
| | LUI1 | 0,032 | 0,007 | 4,287 | <0,001 |

A relação das características dos riachos e do uso e ocupação do solo das microbacias com as comunidades de macroinvertebrados, está representada na Análise de Correspondência Canônica (CCA) (Figura 17A); os dois primeiros eixos explicaram 51% da variação na composição de táxons nos nove riachos, sendo que o primeiro eixo explicou 29% e o segundo eixo explicou 22% da variação. O primeiro eixo separou riachos com mais vegetação ripária na microbacia e maior quantidade de folheto, serapilheira fina e detrito lenhoso (Org1), dos riachos com maior proporção de corredeiras e cascatas e maior proporção de gramíneas na microbacia. No segundo eixo se separaram os riachos mais longos e com menos declividade (Morfo2) e com maior quantidade de gramíneas e menos raízes finas (Org2), de aqueles com maior índice de ocupação do solo.

Assim, este resultado indica um gradiente entre os três tipos de riachos ao longo do primeiro eixo, o qual começa com os riachos naturais, caracterizados principalmente pela presença de abundante floresta ripária na microbacia, e matéria orgânica correspondente a folhedo, serapilheira fina e detrito lenhoso, ou seja, variáveis com efeito positivo em diferentes escalas espaciais, depois encontram-se os riachos em restauração e o Agr3 os quais compartilham características relacionadas com pouca proporção de floresta ripária e gramíneas na microbacia, pouca matéria orgânica, e poucas corredeiras e cascatas. Ao final do gradiente localizam-se os riachos Agr1 e Agr2, caracterizados por maior quantidade de corredeiras e cascatas e muito menos vegetação ripária e matéria orgânica no substrato. O segundo eixo, associado principalmente com o uso e ocupação do solo para atividades antrópicas (LUI1), causou a maior variação entre riachos do mesmo tipo, separando Nat2, Rest1, Rest2 e Agr3.

No riacho Nat1, destacaram-se os tricópteros *Triplectides* e Família8, associados a sedimentos finos no leito, banco de folhas, serapilheira fina e detrito lenhoso, enquanto os riachos Nat3, se caracterizam por uma maior quantidade de banco de folhas, serapilheira fina, detrito lenhoso e proporção de floresta ripária na bacia, tendo maior abundância dos tricópteros *Blepharopus*, *Marilia*, e quironomídeo *Pentaneura*, os riachos Rest1 e Rest2, estão associados ao uso e ocupação do solo da bacia, com predominância dos quironomídeos *Chironomus Lopescladius* e *Ablabesmyia*. O quironomídeo *Caladomyia* e o odonato *Oxystigma* estão mais associados uma maior proporção de floresta ripária na bacia que ao resto das variáveis, tendo maior abundância no Nat2. O Rest3 está associados a riachos com maior proporção de corredeiras e cascatas, maior proporção de gramíneas e menor proporção de raízes finas no leito, e tem maior abundância dos efemerópteros *Baetodes*, *Leptohyphes* e do quironomídeo *Rheocricotopus*. O Agr1 e Agr2 estão compostos principalmente por corredeiras e corredeiras e cascatas, albergando maior quantidade dos coleópteros *Microcylloepus* e *Hexacylloepus*, enquanto odonato *Neocordulia* e do coleóptero *Heterelmis* foram mais abundantes no Agr3, associados a maior uso e ocupação do solo da bacia e proporção de gramíneas. (Figura 17B).

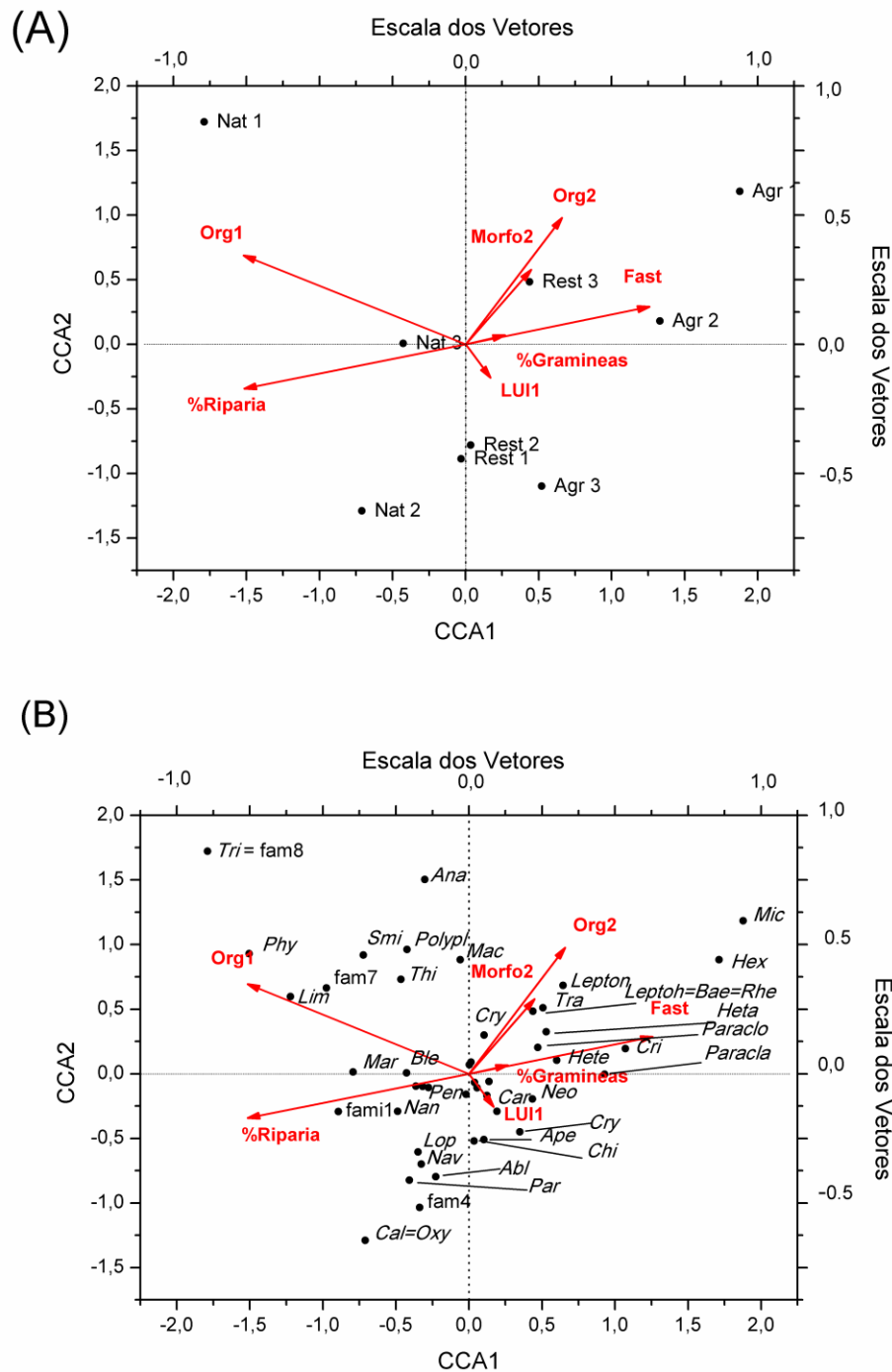


Figura 17. Resultado de Análise de Correspondência Canônica indicando a ordenação dos riachos (A) e os táxons (B) em relação as variáveis associadas as características dos riachos e o uso e ocupação do solo. Código para os táxons: *Abl*=*Ablabesmyia*, *Ana*=*Anacroneuria*, *Ape*=*Apedilum*, *Bae*=*Baetodes*, *Ble*=*Blepharopus*, *Cal*=*Caladomyia*, *Car*=*Cardiocladius*, *Chi*=*Chironomus*, *Cri*=*Cricotopus*, *Cry*=*Cryptochironomus*, *fam1*=*Familia1*, *fam6*=*Familia4*, *fam7*=*Familia7*, *fam8*=*Familia8*, *Heta*=*Hetaerina*, *Hete*=*Heterelmis*, *Hex*=*Hexacylloepus*, *Leptoh*=*Leptohyphes*, *Lepton*=*Leptonema*, *Lim*=*Limnocois*, *Lop*=*Lopescladius*, *Mac*=*Macrostemum*, *Mar*=*Marilia*, *Mic*=*Microcyloepus*, *Nan*=*Nanocladius*, *Nav*=*Navicordulia*, *Neo*=*Neocordulia*, *Oxy*=*Oxystigma*, *Par*=*Paratanytarsus*, *Paracla*=*Paracladius*, *Paracla*=*Paraclodes*, *Pen*=*Pentaneura*, *Phy*=*Phylloicus*, *Polypl*=*Polypsectopus*, *Rhe*=*Rheocricotopus*, *Smi*=*Smicridea*, *Thi*=*Thienemanniella*, *Tra*=*Traverhyphes*, *Tri*=*Triplectides*.

Taxas de decomposição em relação às comunidades de macroinvertebrados e características dos riachos

Em relação as taxas de decomposição (k) medidas entre tipos de riachos e entre riachos, se obteve um valor de k diferente entre os riachos dentro de cada tipo, mas não entre os tipos, o que quer dizer que da mesma forma como as características de cada riacho estão influenciando a estrutura das comunidades de macroinvertebrados, também o estão fazendo com as taxas de decomposição de matéria orgânica (Tabela 9).

Tabela 9. Resultado da análise de variância avaliando as diferenças nas taxas de decomposição (k) entre riachos e tipos de riachos.

| Fontes de variação | gl | QM | F | P |
|---------------------|----|---------|-------|-------|
| Tipo | 2 | 0,00025 | 3,733 | 0,088 |
| Riacho (Tipo) | 6 | 0,00006 | 3,395 | 0,009 |
| Ponto*Riacho (Tipo) | 36 | 0,00002 | | |

Conforme a análise de regressão linear múltipla, apenas a proporção de floresta ripária teve um efeito negativo significativo, explicando 52% da variação na decomposição de matéria orgânica (k) entre os riachos ($y = 0,034 - 0,001x$, $P = 0,018$, Figura 18). Para aprofundar neste resultado avaliamos outros fatores que poderiam estar relacionados a este padrão. Uma possível explicação seria o efeito da velocidade da água, que poderia contribuir para a abrasão física da serapilheira, Tanto a velocidade média ($r = -0,693$) quanto a velocidade máxima registrada ($r = -0,734$) nos riachos foram significativamente correlacionadas ($P < 0,05$) com a proporção de floresta ripária na microbacia.

Utilizando análise de regressão linear simples, verificamos que a velocidade máxima teve um efeito significativo sobre as taxas de decomposição ($R^2 = 0,43$, $P < 0,05$), sendo maior a decomposição em riachos com maior velocidade (Figura 19).

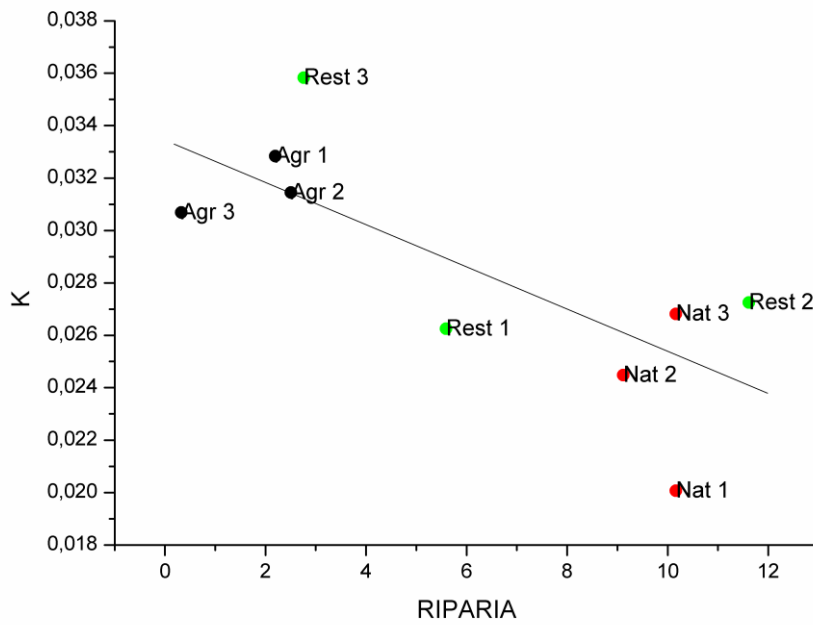


Figura 18. Relação entre a taxa de decomposição (k) e a proporção de floresta ripária em cada um dos riachos estudados.

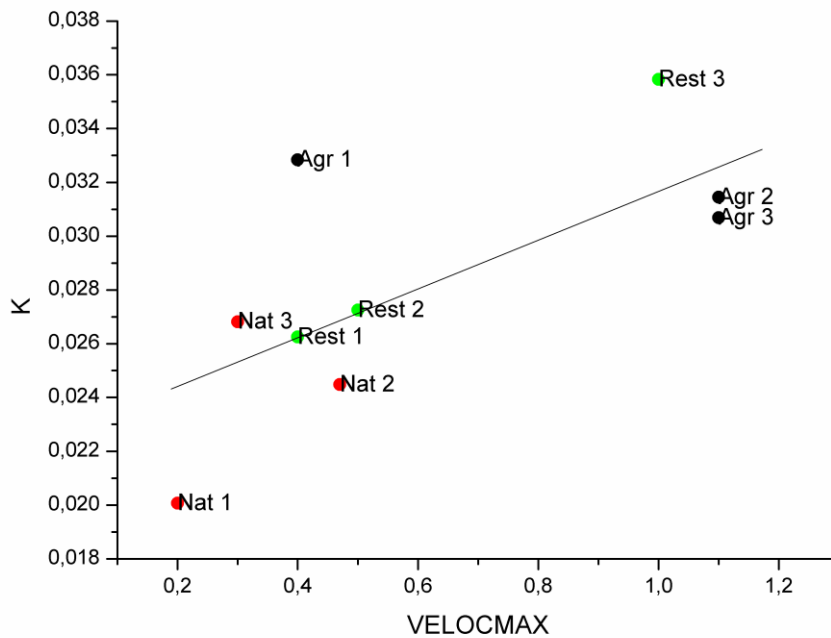


Figura 19. Relação entre a taxa de decomposição (k) e a velocidade máxima em cada um dos riachos estudados. $R^2 = 0,43$, $P < 0,05$.

DISCUSSÃO

Estrutura das comunidades em relação às características dos riachos das microbacias

Os índices de diversidade e riqueza neste estudo não indicam diferença entre os riachos naturais e em restauração, contudo os riachos agrícolas apresentaram a menor riqueza no índice de Chao1, e a diversidade medida pelos índices de Gini-Simpson e Shannon foi intermediária nos riachos em restauração. Portanto, a restauração da vegetação ripária neste estudo mostrou ter efeito sobre a diversidade de macroinvertebrados aquáticos, levando a condições similares às da vegetação ripária natural e ajudando a recuperar a riqueza e diversidade de macroinvertebrados. Outros estudos demonstraram também o efeito positivo da restauração de mata ciliar sobre as comunidades aquáticas, como o realizado por SEENA et al, (2017), que verificaram que as diferenças no estágio de desenvolvimento da mata ciliar também produz um efeito positivo. Por outro lado FRAINER et al. (2017) obteve resultados positivos a partir da restauração da heterogeneidade do hábitat geomórfico em riachos, conseguindo melhorar o funcionamento do ecossistema, favorecendo espécies consumidoras de matéria orgânica e assim aumentando as taxas de decomposição. Assim, a restauração realizada em diferentes escalas espaciais nos ecossistemas aquáticos, pode gerar resultados positivos para a qualidade do habitat e para a disponibilização de recursos para as comunidades aquáticas (HASSELQUIST et al., 2015).

A variação dos indicadores entre riachos do mesmo tipo encontrados neste estudo sugeriu que outros fatores, além da categorização entre tipos de vegetação ripária, podem influenciar as comunidades de macroinvertebrados aquáticos, sendo encontrada uma interação conjunta entre as três escalas de análise utilizadas (leito do riacho, zona ripária e microbacia), assim como verificado em outros estudos RICHARDS et al, (1993); WALLACE & WEBSTER, (1996); STEWARTS, (2000); BRACCIA & VOSHELL, (2006). Porém, STOLL et al, (2016) encontrou que, os atributos numa escala maior tem um efeito mais forte sobre as comunidades aquáticas que os atributos numa escala local, que explicaria as diferenças entre os tipos de riachos com floresta ripária natural, floresta ripária em restauração, e com zona ripária alterada pelo uso e ocupação de atividades antrópicas.

Assim a diversidade foi maior em riachos com maior proporção de floresta ripária e menor proporção de atividades antrópicas nas microbacias. HEPP & SANTOS (2009), SIEGLOCH et al. (2014), CASTRO et al. (2018) e diversos estudos encontraram também uma maior diversidade em riachos tropicais com vegetação ripária conservada, reafirmando-

se a importância da vegetação ripária para manter a estrutura e qualidade dos riachos mediante a retenção e transformação dos nutrientes (NIYOGI et al., 2007, TANAKA et al., 2016)), assim como para a provisão de matéria orgânica que é a responsável pelo fornecimento de habitat e alimento à comunidade de macroinvertebrados aquáticos (ARNAIZ et al., 2011), influenciando a colonização de invertebrados e outros organismos (PINDER, 1995; BRACCIA & VOSHELL, 2006). Além disso, COUCEIRO et al, (2006), verificaram que a conversão do uso e ocupação do solo para atividades antrópicas afeta negativamente a riqueza de espécies, possivelmente por causa da diminuição de táxons mais sensíveis à mudanças na temperatura (JACOBSEN et al., 1997) ou entrada de nutrientes provenientes de práticas agrícolas (MILESI et al., 2009). A abundância de macroinvertebrados, por outro lado, foi mais afetada por variáveis relacionadas a fatores intrínsecos aos riachos, sendo maior em riachos mais largos e com menor declividade, com menos gramíneas e maior presença de raízes finas em seus leitos, quanto o efeito da proporção de floresta ripária foi pouco significativa.

A riqueza de EPT aumentou com a quantidade de matéria orgânica no leito (serapilheira fina, detrito lenhoso e proporção de folheto), sendo esperado por causa da influência de fatores como a heterogeneidade de habitats e disponibilidade de recursos alimentares para estes grupos (MILESI et al., 2009; SIEGLOCH et al., 2016). Estes atributos representam riachos de boa qualidade ambiental e é a razão pela qual estes grupos são usados como bioindicadores, sendo que tendem a diminuir quando os riachos são afetados por poluição causada por agricultura, pastagem ou atividade urbana (HEPP & SANTOS, 2009; HEPP et al., 2010, SIEGLOCH et al., 2014). A abundância de EPT, por sua parte aumentou em riachos mais largos e com menor declividade e também com maior quantidade de matéria orgânica no leito, mas diminuiu com o aumento na proporção de floresta ripária na bacia, contrário ao esperado pelo efeito positivo da floresta ripária. Entretanto, as variáveis internas dos riachos tiveram maior influência na abundância, que a proporção de floresta ripária ($P=0,04$).

No que se refere aos fragmentadores, sua maior abundância em riachos com maior proporção de floresta ripária na bacia, e mais largos e com menor declividade, pode ser explicado pela maior quantidade de recursos disponíveis e uma maior área para albergar organismos. Entretanto, a relação positiva entre a abundância de fragmentadores e LUI1, embora contrário ao esperado pela menor disposição de recursos em riachos com uso e ocupação do solo da bacia para atividades antrópicas, foi achada só no riacho Rest2. Em

relação à maior abundância de fragmentadores em riachos com menor proporção de mesohabitats com maior vazão (Fast), UIEDA & GAJARDO (1996) encontraram que as corredeiras podem ter elementos de retenção de folhiço como pedras e fragmentos vegetais, os quais podem albergar maior quantidade de macroinvertebrados; no entanto, no nosso estudo foi verificada uma forte correlação negativa entre Fast e Org1 ($r = -0,776$, $P < 0,001$), uma vez retirado o outlier (Rest1), que teve menor quantidade de macroinvertebrados nestas áreas com menor quantidade de matéria orgânica.

As diferenças entre os riachos em relação à composição de macroinvertebrados aquáticos ao longo do segundo eixo do CCA (Figura 17), são explicadas principalmente pela presença de táxons mais raros, que alteram a composição de alguns dos riachos em relação a outros do mesmo tipo, aumentando a diferenciação entre riachos do mesmo tipo. Como pode ser observado na Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) (Figura 14), há maior similaridade na composição entre os riachos naturais e entre os riachos em restauração; apenas os riachos agrícolas exibiram uma maior dispersão por causa das suas diferenças na composição dos táxons. LIBÓRIO E TANAKA (2016) encontraram maior variação na composição de macroinvertebrados em riachos desmatados que em riachos naturais devido à maior dominância taxonômica e menor estabilidade dos mesohabitats estudados. Assim a maior heterogeneidade no riachos agrícolas pode ser causado por características intrínsecas de cada um dos riachos, como por exemplo a maior proporção de corredeiras e cascatas e maior correnteza, as quais podem gerar habitats para diferentes tipos de espécies de macroinvertebrados (PRINCIPE, 2007), ou dominância por diferentes táxons em cada mesohabitat (LIBÓRIO; TANAKA, 2016).

A diferença na composição de táxons apresentado no CCA foi determinado pelos seguintes gêneros, considerados como raros por ter uma abundância relativa menor a 10% no riacho de coleta, seguindo URAMOTO et al, (2005); o Nat2 foi influenciado por *Caladomyia*, *Oxystigma*, *Paratanytarsus* e *Navicordulia*, o Rest3 por *Baetodes*, *Leptohyphes* e *Rheocricotopus* e o Agr1 por *Microcylloepus* e *Hexacylloepus*. A diferença na composição de macroinvertebrados no Nat1 foi devida a dois táxons, *Triplectides* e o táxon denominado família8, que entretanto foram abundantes.

Análise da taxa de decomposição em relação a características dos riachos e das microbacias

Neste estudo não encontramos diferença significativa nas taxas de decomposição entre os diferentes tipos de riachos, mas houve muita variação nas taxas de decomposição entre os riachos de cada tipo. Esta variação foi devida à relação negativa entre a proporção de floresta ripária e as taxas de decomposição, apesar da maior quantidade de fragmentadores ter sido encontrada em riachos com maior proporção de florestas ripárias. No entanto, em outros estudos realizados em riachos tropicais, o efeito da fragmentação por macroinvertebrados pode ser menor nos riachos tropicais em comparação com os riachos temperados (GONÇALVES et al., 2006; DOBSON et al., 2003), sendo o papel dos fungos e bactérias de grande importância na liberação da energia armazenada no detrito nas regiões tropicais (GRAÇA, 2001; GULIS; SUBERKROPP, 2003).

Por outro lado, encontramos uma correlação negativa entre a proporção de floresta ripária e a velocidade máxima e média da correnteza dos riachos, além de um efeito significativo da velocidade máxima sobre as taxas de decomposição por riacho, o que pode explicar o aumento das taxas de decomposição especialmente nos riachos agrícolas; CUMMINS (1974), sugeriu que o rompimento mecânico gerado em ambientes lóticos turbulentos devido à abrasão física fosse responsável pela redução de CPOM a FPOM. PAUL et al. (2006) encontraram maiores taxas de decomposição em riachos agrícolas e urbanos em relação àqueles com dominância de florestas na microbacia, mas devido a diferentes mecanismos: em riachos agrícolas, maior atividade biológica devido ao enriquecimento das águas, enquanto em riachos urbanos, maior fragmentação física das folhas devido às enchentes causadas por tempestades. Além disso, FONSECA et al. (2013) demonstraram experimentalmente uma relação linear positiva entre as taxas de decomposição foliar e a velocidade da água. Finalmente, REZENDE et al. (2017) avaliaram as taxas de decomposição ao longo do tempo num riacho tropical naturalmente aberto (baixa cobertura de árvores), encontrando poucos efeitos de fragmentadores e maior efeito de abrasão física decorrente do aumento da vazão no período chuvoso. Portanto, a influência da proporção de florestas ripárias na microbacia nas taxas de decomposição foliar pode ter sido sobrepujada por fatores locais dos riachos, relacionados à velocidade da água. Riachos desmatados podem apresentar maior variação hidrológica que aqueles com florestas ripárias mais preservadas, estando mais sujeito a picos de vazão e maior heterogeneidade temporal das comunidades de

macroinvertebrados (TANAKA; SANTOS, 2017) e, possivelmente, das taxas de decomposição (e.g., REZENDE et al, 2017). Estes resultados indicam a importância de se considerar fatores em diferentes escalas espaciais na avaliação de riachos em processo de restauração, para identificar corretamente as respostas ao aumento das florestas ripárias. O aumento das taxas de decomposição decorrente de fatores antrópicos, como maior velocidade da água, indica que a matéria orgânica não está sendo retida localmente, mas pode estar sendo perdida do sistema ao ser carregada pela correnteza. Assim, apesar das taxas de decomposição serem maiores, a FPOM pode não estar sendo disponibilizada adequadamente para a fauna local. Portanto, a influência de diferentes fatores nas taxas de decomposição pode influenciar de modo diverso o funcionamento das comunidades aquáticas, sendo necessários mais estudos para avaliar esta hipótese.

Considerações finais

Mediante este estudo verificou-se o efeito positivo da restauração de florestas ripárias sobre as comunidades de macroinvertebrados nos riachos, mas não conseguiu-se provar um efeito significativo em uma importante função ecossistêmica (taxa de decomposição de material foliar). Estes resultados foram fortemente influenciados por diferenças entre riachos dentro de cada categoria analisada, sendo que fatores ao nível dos riachos, das zonas ripárias e das microbacias influenciaram não apenas a estrutura das comunidades de macroinvertebrados, mas também as taxas de decomposição observadas. A avaliação da efetividade da restauração de florestas ripárias é bastante complexa, sendo um dos fatores a dificuldade em se encontrar riachos de diferentes tipos, mas semelhante o suficiente para se comparar os riachos em processo de restauração. Por outro lado, os resultados aqui obtidos indicam que, em muitos casos, a restauração de florestas ripárias pode não ser suficiente para se restaurar os ecossistemas lóticos e estes alcançarem uma composição de macroinvertebrados aquáticos similar à dos riachos conservados, porém, ações tanto em maiores escalas espaciais (como ao nível de microbacias) quanto em menores escalas espaciais (ações de restauração do leito dos riachos) poderiam contribuir para a recuperação da biodiversidade e funções ecossistêmicas dos riachos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAIR, E. C.; HOBBIE, S. E.; HOBBIE, R. K. Single-pool exponential decomposition models: potential pitfalls in their use in ecological studies. **Ecology**, v. 91, n. 4, p. 1225-1236, 2010.
- AGUIAR, D. A.; SILVA, F. W.; RUDORFF, F. V.; SUGAWARA, M. L.; CARVALHO, A. M. Expansão da cana de açúcar no estado de São Paulo: safras 2003/2004 a 2008/2009. In: Simpósio Brasileiro de sensoriamento remoto (SBSR), 4., 2009, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. Artigo, p. 9-16.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 35, p. 257-284, 2004.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.
- ARNAIZ, O. L.; WILSON, A. L., WATTS, R. J.; STEVENS, M. M. Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. **Ecological research**, v. 26, n. 1, p. 123-131, 2011.
- ATTANASIO, C.M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M.J.B.; JUNIOR, J.C.T.V.; DE PAULA LIMA, W. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, v. 71, n. 4, p. 493-501, 2012.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (Vol. 339). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water.
- BEER, C.; REICHSTEIN, M.; TOMELLERI, E.; CIAIS, P.; JUNG, M.; CARVALHAIS, N.; BONDEAU, A. Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. **Science**, v. 329, n. 5993, p. 834-838, 2010.
- BLEVINS, Z.W.; EFFERT, E.L.; WAHL, D.H.; SUSKI, C.D. Land use drives the physiological properties of a stream fish. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 224-235, 2013.
- BONNET, E.; VAN DE PEER, Y. zt: a software tool for simple and partial Mantel tests. **Journal of Statistical Software**, v. 7, n. 10, p. 1-12, 2002.
- BRACCIA, A.; VOSHELL, J. R. Environmental factors accounting for benthic macroinvertebrate assemblage structure at the sample scale in streams subjected to a gradient of cattle grazing. *Hydrobiologia*, v. 57, n. 1, p. 55-73, 2006.
- BUCKUP, L.; BUENO, A. A.; BOND-BUCKUP, G.; CASAGRANDE, M.; MAJOLO, F. The benthic macroinvertebrate fauna of highland streams in southern Brazil: composition, diversity and structure. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n.2, p. 294-301, 2007.
- BUNN, S. E.; DAVIES, P. M.; MOSISCH, T. D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freshwater biology**, v. 41, n. 2, p. 333-345, 1999.

- CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H.; TORNISELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000.
- CASTRO, D. M. P.; DOLÉDEC, S.; CALLISTO, M. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 573-582, 2018.
- CAVALCANTE, T.D.M. **Área de preservação permanente e erosão do solo, em bacia hidrográfica de manancial urbano**. Estudo de caso do Ribeirão do Feijão, São Carlos- SP. Tese (Mestrado em Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática- NEPA, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá/ MG, 2013.
- CLAESON, S. M.; LEROY, C. J.; BARRY, J. R.; KUEHN, K. A. Impacts of invasive riparian knotweed on litter decomposition, aquatic fungi, and macroinvertebrates. **Biological Invasions**, v. 16, n. 7, p. 1531-1544, 2013.
- CLARKE, KR. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology** v. 18, p. 117-143, 1993.
- CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. (2008). Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 569-579, 2008.
- COSTA, S. S.; MELO, A. S. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia**, v. 598, n. 1, p.131-138, 2008.
- COUCEIRO, S. R.; HAMADA, N., LUZ, S. L.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, n. 1, p. 271-284, 2006.
- CUMMINS, K. Structure and function of stream ecosystems. **BioScience**, v. 24, n.11, p. 631-641, 1974.
- CUNHA, R. C. **Análise da influência das variáveis ambientais utilizando inferência Fuzzy e zoneamento das vulnerabilidades**. Estudo do caso da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP”. Dissertação de mestrado – Programa de Pós Graduação em Engenharia da Energia/ NEPA- UNIFEI, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá/MG. 2010.
- DAVINO, A. Geologia e Hidrogeologia da Região de Mineiros do Tietê (SP). Emprego de sondagens elétricas. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2, 1982, Salvador. **Anais...** Salvador: 1982. Artigo, p.273-285
- DOBSON, M.; MATHOOKO, J. M.; NDEGWA, F. K.; M'ERIMBA, C. Leaf litter processing rates in a Kenyan highland stream, the Njoro River. **Hydrobiologia**, v. 519, n. 1-3, p. 207-210, 2003.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWABATA, Z. I.; KNOWLER, D. J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R. J.; RICHARD-PRIEUR, A.; SOTO, D.; STIASSNY.; SULLIVAN, C. A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews**, v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.
- FERREIRA, V.; KORICHEVA, J.; POZO, J.; GRAÇA, M. A. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. **Forest Ecology and Management**, v. 364, p. 27-38, 2016
- FLOWERS, R. W.; DE LA ROSA, C. Capítulo 4: Ephemeroptera. **Revista de Biología Tropical**, v. 58, p. 63-93, 2010.

- FONSECA, A. L. S.; BIANCHINI, I.; PIMENTA, C. M. M.; SOARES, C. B. P.; MANGIAVACCHI, N. The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. **Hydrobiologia**, v. 703, n. 1, p. 59-67, 2013.
- FRAINER, A.; POLVI, L. E.; JANSSON, R.; MCKIE, B. G. Enhanced ecosystem functioning following stream restoration: The roles of habitat heterogeneity and invertebrate species traits. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 377-385, 2017.
- GALIZIA-TUNDISI, J.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos Hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67-75, 2010.
- GARCÍA-PALACIOS, P.; MCKIE, B. G.; HANDA, I. T.; FRAINER, A.; HÄTTENSCHWILER, S. The importance of litter traits and decomposers for litter decomposition: a comparison of aquatic and terrestrial ecosystems within and across biomes. **Functional Ecology**, v. 30, n. 5, p. 819-829, 2015.
- GESSNER M.O.; CHAUVET E.; DOBSON M. A. Perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos**, v. 85, p. 377-384, 1999.
- GESSNER, M. O.; SWAN, C. M.; DANG, C. K.; MCKIE, B. G.; BARDGETT, R. D.; WALL, D. H.; HÄTTENSCHWILER, S. Diversity meets decomposition. **Trends in ecology & evolution**, v. 25, n. 6, p. 372-380, 2010.
- GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. D. S. Ichthyofauna diversity in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1A, p. 75-83, 2006.
- GONÇALVES JR, J. F.; FRANÇA, J. S.; MEDEIROS, A. O.; ROSA, C. A.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in a tropical stream. **International Review of Hydrobiology**, v. 91, n. 2, p. 164-177, 2006.
- GRAÇA, M. A. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 86, n. 4-5, p. 383-393, 2001.
- GULIS, V.; SUBERKROPP, K. Interactions between stream fungi and bacteria associated with decomposing leaf litter at different levels of nutrient availability. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 30, n. 2, p. 149-157, 2003.
- GUTIÉRREZ-LÓPEZ, A.; MEZA-SALAZAR, A. M.; GUEVARA, G. Descomposición de hojas y colonización de macroinvertebrados acuáticos en dos microcuencas tropicales (Manizales, Colombia). **Hidrobiológica**, v. 26, n. 3, p. 347-357, 2016.
- HAMADA, N; NESSIMIAN, J. H; QUERINO, R. B. **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. INPA, Manaus, 2014.
- HARDING, J, S; CLAASSEN, K; EVERS, N. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? **Hydrobiologia**, v. 568, p. 391-402, 2006.
- HASSELQUIST, E. M.; NILSSON, C.; HJÄLTEN, J.; JORGENSEN, D.; LIND, L.; POLVI, L. Time for recovery of riparian plants in restored northern Swedish stream: a chronosequence study. **Ecological Applications**, v. 25, n. 5, p. 1373-1389, 2015.
- HEPP, L. U.; BIASI, C.; MILESI, S. V.; VEIGA, F. O.; RESTELLO, R. M. Chironomidae (Diptera) larvae associated to Eucalyptus globulus and Eugenia uniflora leaf litter in a subtropical stream (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, n. 4, p. 345-350, 2008.
- HEPP, L. U; SANTOS, S. Benthic communities of stream related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, p. 305-318, 2009.

- HEPP, L. U.; MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**, v. 27, n. 1, p. 106-113, 2010.
- HEPP, L. U.; URBIM, F. M.; TONELLO, G.; LOUREIRO, R. C.; SAUSEN, T. L.; FORNEL, R.; RESTELLO, R. M. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, n. e3, 2016.
- HOOPER, D. U.; ADAIR, E. C.; CARDINALE, B. J.; BYRNES, J. E.; HUNGATE, B. A.; MATULICH, K. L.; GONZALEZ, A.; DUFFY, J.E.; GAMFELDT, L.; O'CONNOR, M. I. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 105-108, 2012.
- HURYN, A. D.; BUTZ HURYN, V. M.; ARBUCKLE, C. J.; TSOMIDES, L. Catchment land-use, macroinvertebrates and detritus processing in headwater streams: taxonomic richness versus function. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 3, p. 401-415, 2002.
- IANNACONE, J. Artropofauna de importancia forense en un cadáver de cerdo en el Callao, Perú. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1, p. 85-90, 2003.
- IGNÁCIO, É. D.; ATTANASIO, C. M.; TONIATO, M. T. Z. Monitoramento de plantios de restauração de florestas ciliares: microbacia do ribeirão São João, Mineiros do Tietê, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 19, n. 2, p. 137-148, 2007.
- JACOBSEN, D.; SCHULTZ, R.; ENCALADA, A. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. **Freshwater Biology**, v. 38, n. 2, p. 247-261, 1997.
- JANKE, H., & TRIVINHO-STRIXINO, S. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 109-115, 2007.
- KAUFFMAN, B. J.; BESCHTA, L. R.; OTTING, N.; LYTJEN, D. An Ecological Perspective of Riparian and Stream Restoration in the Western United States. **Fisheries**, v. 2, n. 5, p. 12-24, 1997.
- 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.
- LEITE-ROSSI, L. A., SAULINO, H. H. L., SHIMABUKURO, E. M., CUNHA-SANTINO, M. B., & TRIVINHO-STRIXINO, S. Shredder Chironomid Diets Are Influenced by Decomposition Rates of Different Leaf Litter Species. **Neotropical entomology**, p. 1-12, 2018.
- LI, F.; BAE, M. J., KWON, Y. S.; CHUNG, N.; HWANG, S. J.; PARK, S. J.; PARK, H. K.; KONG, D. S.; PARK, Y. S. Ecological exergy as an indicator of land-use impacts on functional guilds in river ecosystems. **Ecological modelling**, v. 252, p. 53-62, 2013.
- LIBÓRIO, R. A.; TANAKA, M. O. Does environmental disturbance also influence within-stream beta diversity of macroinvertebrate assemblages in tropical streams?. **Studies on neotropical fauna and environment**, v. 51, n. 3, p. 206-214, 2016.
- LIDMAN, J.; JONSSON, M.; BURROWS, R. M.; BUNDSCHUH, M.; SPONSELLER, R. A. Composition of riparian litter input regulates organic matter decomposition: Implications for headwater stream functioning in a managed forest landscape. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 4, p. 1068-1077, 2017.

- MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment. New York: Oxford University Press, 2011.
- MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Distribution of benthic macroinvertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 4, p. 419-429, 2009.
- NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; DE MARCO, P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D.; JUAN, L. (2008). Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v.614, n. 1, p. 117, 2008.
- NIYOGI, D. K.; KOREN, M.; ARBUCKLE, C. J.; TOWNSEND, C. R. Stream communities along a catchment land-use gradient: subsidy-stress responses to pastoral development. **Environmental management**, v. 39, n. 2, p. 213-225, 2007.
- OMETO, J.P.H.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, v. 44, n. 2, p. 327-337, 2000.
- OSBORNE, L.L.; KOVACIC D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, v. 29, p 243–258, 1993.
- OTTOBONI SEGURA, M.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 293-413, 2011.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L.; COUCH, C. A. Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 9, p. 1684-1695, 2006.
- PRINCIPE, R. E.; RAFFAINI, G. B.; GUALDONI, C. M.; OBERTO, A. M.; CORIGLIANO, M. C. 2007. Do hydraulic units define macroinvertebrate assemblages in mountain streams of central Argentina?. **Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters**, v. 37, n. 4, p. 323-336, 2007.
- R Core Team, 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>
- REZENDE, R. S.; SANTOS, A. M.; MEDEIROS, A. O.; GONÇALVES JR, J. F. Temporal leaf litter breakdown in a tropical riparian forest with an open canopy. **Limnetica**, v. 36. N, 2, p. 445-459, 2017.
- RICHARDS, C.; HOST, G. E.; ARTHUR, J. W. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. **Freshwater Biology**, v. 29, n. 2, p. 285-294, 1993.
- ROSSI, L. A. L. **Influência da composição química foliar na colonização por larvas de Chironomidae (Diptera) durante a decomposição em riachos**. Dissertação de doutorado - Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos/SP. 2016.
- SEENA, S.; CARVALHO, F.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. Does the developmental stage and composition of riparian forest stand affect ecosystem functioning in stream?. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 1500-1511, 2017.
- SIEGLOCH, A. E.; SURIANO, M.; SPIES, M.; FONSECA-GESSNER, A. Effect of land use on mayfly assemblages structure in Neotropical headwater streams. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 4, p. 1735-1747, 2014.

- SIEGLOCH, A. E.; SCHMITT, R.; SPIES, M.; PETRUCIO, M.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 3, p. 519-527, 2017.
- SILVA, A. S. M.; GRIEBELER, P. N.; BORGES, C. L. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 108-114, 2007.
- SILVA, D. R.; HERLIHY, A. T.; HUGHES, R. M.; MACEDO, D. R.; CALLISTO, M. Assessing the extent and relative risk of aquatic stressors on stream macroinvertebrate assemblages in the neotropical savanna. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 179-188, 2018.
- SIQUEIRA, T.; LACERDA, C. G. L. T.; SAITO, V. S. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities?. **Biotropica**, v. 47, n. 4, p. 509-516, 2015.
- SOUZA, A. L. T.; FONSECA, D. G.; LIBORIO, R. A.; TANAKA, M. O. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 298, p. 12-18, 2013.
- STEWART, P. M.; BUTCHER, J. T.; SWINFORD, T. O. Land use, habitat, and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of a Lake Michigan associated marsh system. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 3, n. 1, p. 179-189, 2000.
- STOLL, S.; BREYER, P.; TONKIN, J. D.; FRÜH, D.; HAASE, P. Scale-dependent effects of river habitat quality on benthic invertebrate communities—implications for stream restoration practice. **Science of the Total Environment**, v. 553, p. 495-503, 2016.
- STOREY, R. G.; COWLEY, D. R. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. **Hydrobiologia**, v. 353, n. 1, p. 63-76, 1997.
- SUGA, M.C; TANAKA, M.O. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. **Hydrobiologia**, v. 703, p. 203-213, 2013.
- TANAKA, M. O.; DE FÁTIMA FERNANDES, J.; SUGA, C. M.; HANAI, F. Y.; DE SOUZA, A. L. T. Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane-forest transition: Integrating riparian and in-stream characteristics. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 207, p. 171-177, 2015.
- TANAKA, M. O.; SOUZA, A. L. T.; MOSCHINI, L. E.; OLIVEIRA, A. K. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 216, p. 333-339, 2016.
- TANAKA, M. O.; DOS SANTOS, B. G. Influence of discharge patterns on temporal variation of macroinvertebrate communities in forested and deforested streams in a tropical agricultural landscape. **Hydrobiologia**, v. 797, n. 1, p. 103-114, 2017.
- TONIN, A. M.; HEPP, L. U.; GONÇALVES, J. F. Spatial variability of plant litter decomposition in stream networks: from litter bags to watersheds. **Ecosystems**, v. 21, n. 3, p. 567-581, 2018.
- TONIN, A. M.; POZO, J.; MONROY, S.; BASAGUREN, A.; PÉREZ, J.; GONÇALVES JR, J. F.; PEARSON, R.; CARDINALE, B. J.; BOYERO, L. Interactions between large and small detritivores influence how biodiversity impacts litter decomposition. **Journal of Animal Ecology**, p. 1-10, 2018.
- TREVISAN, A.; HEPP, L. U. Dinâmica de componentes químicos vegetais e fauna associada ao processo de decomposição de espécies arbóreas em um riacho do norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, n. 1, p. 54-60, 2007.

UIEDA, V.S.; GAJARDO, I.S. Macroinvertebrados perifíticos encontrados em poções e corredeiras de um riacho. **Naturalia, São Paulo**, v. 21, p. 31-47, 1996.

ÚNICA – UNIÃO DA INDÚSTRIA DA CANA- DE- AÇUCAR. Cana- de- açúcar-2015/2016 até 2014/2015: ÚNICA, 2018. Disponível em < <http://www.unicadata.com.br/historico-de-producao-e-moagem.php?idMn=31&tipoHistorico=2&acao=visualizar&idTabela=1983&produto=cana&safraini=2014%2F2015&safrafim=2014%2F2015&estado=SP>> Acesso em: 27 ago. 2018.

URAMOTO, K.; WALDER, J. M.; ZUCCHI, R. A. Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae) no campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. **Neotropical Entomology**, v. 34, n. 1, p. 33-39, 2005.

WALLACE, J. B.; VOGEL, D. S.; CUFFNEY, T. F. Recovery of a headwater stream from an insecticide-induced community disturbance. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 5, n. 2, p. 115-126, 1986.

WALLACE, J. B.; WEBSTER, J. R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual review of entomology**, v. 41, n. 1, p. 115-139, 1996.

WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; MEYER, J. L.; WEBSTER, J. R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, v. 277, n. 5322, p. 102-104, 1997.