UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS – UNESP – CAMPUS DE BOTUCATU

PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Efeito da retirada da mata ripária sobre a estrutura dos grupos funcionais de alimentação em assembleias de macroinvertebrados bentônicos

Erika Ramos Ono

BOTUCATU – SP
2018

PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA
IB - UNESP – Botucatu

Efeito da retirada da mata ripária sobre a estrutura dos grupos funcionais de alimentação em assembleias de macroinvertebrados bentônicos

Erika Ramos Ono

Orientadora: Profa. Adj. Virgínia Sanches Uieda

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Botucatu, SP, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas – Área de concentração: Zoologia.

BOTUCATU – 2018

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSANGELA APARECIDA LOBO-CRB 8/7500

Ono, Erika Ramos.
Efeito da retirada da mata ripária sobre a estrutura dos grupos funcionais de alimentação em assembleias de macroinvertebrados bentônicos / Erika Ramos Ono. - Botucatu, 2018

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu
Orientador: Virginia Sanches Uieda
Capes: 20400004

1. Indicadores biológicos. 2. Insetos aquáticos. 3. Fauna bentônica. 4. Rios. 5. Florestas ripárias.

Palavras-chave: bioindicador; insetos aquáticos; riachos neotropicais; zôobentos.

Dedico esta dissertação aos meus pais, Maria e Tuneo. Pelo amor, dedicação e esforço para sempre me mostrar o caminho certo a seguir. Sem vocês, eu jamais estaria onde estou.

AGRADECIMENTOS

Á professora Virginia, pelos ensinamentos que vão muito além do conteúdo desta dissertação. Pela dedicação e compromisso que sempre deposita em tudo o que faz e pela confiança em mim e em meu trabalho.

Á CAPES pela bolsa de estudo concedida.

Aos colegas de laboratório, Ana, Fernando, Larissa, Lidiane, Maria Ines e Pedro pela ajuda pessoal e profissional durante a nossa caminhada, pela parceria e amizade e por tornar o cotidiano mais leve e agradável. A convivência com vocês certamente me tornou uma pessoa melhor.

A todos os colegas do departamento, pela amizade e ajuda nos momentos difíceis da vida. Em especial a Laís e Ana Maria pela força dada quando a minha parecia estar acabando.

Aos técnicos Hamilton Rodrigues e Silvio de Almeida pelo auxílio nos trabalhos de campo e pelas histórias e risadas que serão lembradas para sempre.

Á minha família e amigos, que sempre me incentivaram e me apoiaram durante essa jornada.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização dessa dissertação, muito obrigada!

SUMÁRIO

RESUMO..... 1
ABSTRACT..... 2
APRESENTAÇÃO DO TRABALHO..... 3

EFEITO DA RETIRADA DA MATA RIPÁRIA SOBRE A ESTRUTURA DOS GRUPOS FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO EM ASSEMBLEIAS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Resumo..... 5
Introdução..... 6
Materiais e Métodos..... 8
Resultados..... 14
Discussão..... 25
Referências bibliográficas..... 27
Apêndice eletrônico..... 33

RESUMO

Macroinvertebrados bentônicos são comumente utilizados como bioindicadores da qualidade do habitat em riachos. Estes estudos podem ser realizados através de uma abordagem taxonômica ou funcional da comunidade. Na abordagem funcional, a classificação em grupos funcionais de alimentação (FFG - *Functional Feeding Groups*) baseia-se nos mecanismos de apreensão do alimento e nos recursos consumidos. O estudo teve o objetivo de verificar o efeito de alterações na mata ripária sobre a estrutura dos FFG em comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Estudamos 36 riachos, separados em três tipos de entorno: com mata ripária nas duas margens (florestado), com mata em uma das margens e pastagem na outra (intermediário) e sem mata nas duas margens (pastagem). A análise das variáveis ambientais indicou uma diferenciação dos riachos florestados e da maioria dos intermediários devido a maiores valores de material alóctone e oxigênio dissolvido e menores de vegetação nas margens e substrato fino, quando comparados aos de pastagem. A análise da abundância da fauna em cada FFG indicou uma diferença entre entornos somente para coletores, com valores significativamente menores nos florestados quando comparados aos de pastagem e intermediários. Já a análise aplicada aos dados de presença-ausência mostrou diferença entre entornos somente para os predadores, indicando diferença significativa na composição entre riachos florestados e de pastagem. A análise da diferenciação dos entornos considerando em conjunto os FFG e as variáveis ambientais reforçou um agrupamento maior dos riachos florestados, influenciados por menores valores de substrato fino e vegetação nas margens. Os maiores valores destas duas variáveis determinaram o agrupamento da maioria dos riachos de pastagem e estiveram associados com a maior presença de filtradores, predadores e coletores. Os raspadores estiveram relacionados com a combinação de maiores valores de oxigênio e menores de sólidos totais dissolvidos e os fragmentadores, com os menores valores de sólidos totais dissolvidos. Assim, a abordagem funcional utilizada no presente trabalho permitiu comprovar a propriedade do uso de macroinvertebrados como indicadores ecológicos da qualidade do habitat em função do nível de preservação da mata ripária, quando analisados em conjunto com variáveis do ambiente direta ou indiretamente relacionadas com os mecanismos de coleta do alimento. Uma forte relação entre riachos com retirada da mata ripária e algumas características do habitat relacionadas com perda de qualidade ambiental, como menor entrada de material alóctone e maior de substrato fino, pode ser estatisticamente comprovada.

Palavras-chave: abordagem funcional, indicador biológico, insetos aquáticos, invertebrados aquáticos.

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrates are commonly used as bioindicators of the habitat quality in streams. These studies may be carried out through analyzes with taxonomic or functional approach of the assemblage. In the functional approach, the classification of macroinvertebrates into Functional Feeding Groups (FFG) is based on the mechanisms of food´s apprehension and the resources consumed. This study aimed to verify the effect of the changes in riparian forest upon the structure of FFG in assemblages of benthic macroinvertebrates. We studied 36 streams, separated in three types of land use: with riparian forest on both banks (forest), with forest on one of the banks and pasture on another (intermediate) and without forest on both banks (pasture). The analysis of environmental variables showed a differentiation of the forest and most of the intermediate streams due to high values of allochthonous material and dissolved oxygen and low amounts of vegetation on the banks and unconsolidated substrate, when compared to pasture streams. The analysis of the abundance of the fauna in each FFG indicated a difference between types of land use only for gathering collectors, with significantly low abundance in forested streams when compared to pasture and intermediate ones. On the other hand, analysis applied to the presence-absence data showed distinction between land uses only for predators, indicating significant difference in the composition of forest and pasture streams. The analysis of the differentiation of land uses considering the FFG and the environmental variables together reinforced a larger grouping of the forest streams, influenced by low values of unconsolidated substrate and vegetation on the banks. The highest values of these two variables determined the grouping of most of the pasture streams and were associated with the greater presence of filtering collectors, predators and gathering collectors. The scrapers were related to the combination of high oxygen values and low total dissolved solids and the shredders, with the lowest values of total dissolved solids. Thus, the functional approach used in this study allowed proving the property of using macroinvertebrates as ecological indicators of habitat quality according to the preservation of riparian forest, when analyzed together with environmental variables direct or indirectly related to the mechanisms of food acquisition. A strong relationship between streams with riparian forest absence and some habitat characteristics related to loss of environmental quality, such as low input of allochthonous material and high of unconsolidated substrate, could be statistically proven.

Key words: aquatic insects, aquatic invertebrates, biological indicator; functional approach.

APRESENTAÇÃO DO TRABALHO

O território brasileiro possui uma das mais amplas redes hidrográficas do planeta, constituída por um grande número de rios que são abastecidos por muitos riachos (Brasil 2006, Teodoro et al. 2007). Os riachos são ambientes aquáticos importantes nos quais há ciclagem de nutrientes e processamento de matéria orgânica, sendo essenciais para a manutenção da biodiversidade (Clarke et al. 2008). Estes ambientes possuem características físicas específicas, servindo como modelo em menor escala para estudos mais gerais e amplos sobre o impacto que mudanças ambientais podem causar nas comunidades aquáticas (Esteves e Aranha 1999). Além disso, esses corpos d´água funcionam como "coletores naturais da paisagem" e, portanto, sofrem mudanças de acordo com os usos do solo em seu entorno (Goulart e Callisto 2003).

No Estado de São Paulo, a rápida ocupação urbana e os diferentes usos do solo na agropecuária ao longo das últimas décadas geraram impactos diretos e indiretos nos recursos hídricos (Zanini 2000). Na região central do Estado, a devastação da vegetação nativa, principalmente a retirada da mata ripária, é um dos causadores de alterações na qualidade da água e na biodiversidade aquática (Goulart e Callisto 2003).

Diante da grande preocupação com a qualidade dos cursos d´água presentes em nossa região, conhecida pelos diversos usos do solo na agropecuária, o presente estudo procurou investigar algumas consequências que a retirada da mata ripária pode gerar no ambiente aquático, bem como na fauna de macroinvertebrados bentônicos. Este trabalho faz parte de uma pesquisa mais ampla que inclui também um estudo enfocando a ictiofauna nos mesmos riachos (Arruda 2017), tendo a tomada dos dados ambientais sido realizada em conjunto com este autor.

A dissertação está sendo apresentada numa forma mais compacta, seguindo o modelo de uma revista científica, tendo sido utilizadas as normas da revista *Community Ecology*, para a qual o trabalho será submetido para publicação após a defesa.

Referências

Arruda, F.P.R. da, 2017. Influência da cobertura vegetal sobre a estrutura da ictiofauna de riachos da Bacia do Rio Paranapanema (Avaré, SP). Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Botucatu.

Brasil, M. do M.A. 2006. *Caderno setorial de recursos hídricos: Agropecuária*.

Clarke, A., R. Mac Nally, N. Bond e P.S. Lake. 2008. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: A review. *Freshw. Biol*. 53: 1707–1721.

Esteves, K.E. e J.M.R. Aranha. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. *Oecologia Bras*. VI: 157–182.

Goulart, M.D.C., M. Callisto. 2003. Bioindicadores de Qualidade de Água como Ferramenta em Estudos de Impacto Ambiental. *Rev. da FAPAM.* 2: 153–164.

Teodoro, V.L.I., D. Teixeira, D.J.L. Costa e B.B. Fuller. 2007. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. *Rev. Uniara.* 20: 137–156.

Zanini, L.S.G. 2000. Impactos nos recursos hídricos causados por práticas agropecuárias. *Bol. Gaúcho Geogr*. 26: 216–225.

EFEITO DA RETIRADA DA MATA RIPÁRIA SOBRE A ESTRUTURA DOS GRUPOS FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO EM ASSEMBLEIAS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Resumo: O presente trabalho teve como objetivo verificar possíveis mudanças na estrutura dos grupos funcionais de alimentação (FFG - *Functional Feeding Groups*) de macroinvertebrados bentônicos em função de alterações na mata ripária em riachos de cabeceira. Estudamos riachos nos quais essa vegetação estava total (florestados) ou parcialmente presente (intermediários) e ausente (pastagem). Análises feitas com variáveis ambientais, direta ou indiretamente relacionadas com a oferta e mecanismos de alimentação, indicaram uma maior similaridade entre riachos florestados e intermediários. Assim, a presença do material alóctone vindo dessa vegetação, mesmo que parcialmente removida, pode diminuir a influência negativa de sua retirada total. No geral ocorreu uma baixa abundância de fragmentadores nos riachos dos três perfis, um padrão típico em riachos neotropicais. Não houve diferença significativa na estrutura geral dos FFG de acordo com o entorno, mas dentro de cada grupo funcional foi possível notar diferenças nos táxons presentes. As análises realizadas com a abundância dos FFG, feita com o total de táxons e somente com os insetos, mostraram a diferenciação dos riachos florestados dos demais entornos somente para o grupo dos coletores. Já aquelas realizadas com a riqueza, mostraram a diferenciação dos riachos florestado e de pastagem para o grupo dos predadores quando analisado ao nível dos insetos. A análise feita com os dados ambientais e os dados dos FFG em conjunto mostrou uma forte relação entre riachos sem mata ripária e algumas características do habitat relacionadas com perda de qualidade ambiental, como maiores valores de substrato fino e de gramíneas nas margens, características que estiveram correlacionadas com a abundância de coletores, filtradores e predadores nos riachos com mata ripária alterada. Os riachos intermediários mostraram uma maior amplitude de distribuição, não estando relacionados especificamente com nenhuma variável. Assim, a abordagem funcional permitiu comprovar a propriedade do uso de macroinvertebrados como indicadores ecológicos da qualidade do habitat, quando analisados em conjunto com variáveis do ambiente relacionadas com os mecanismos de aquisição do alimento.

Palavras-chave: bioindicadores; insetos aquáticos; zôobentos.

Introdução

A mata ripária tem papel fundamental na manutenção da estabilidade dos corpos d´água, uma vez que evita grandes variações diárias de temperatura e erosão do solo adjacente, além de servir como um filtro na área de transição entre os ambientes aquático e terrestre, regulando a vazão do fluxo de água e a entrada de sedimentos e nutrientes (Barella et al. 2000, Anbumozhi et al. 2005). A entrada de sedimentos nesses corpos d´água pode levar ao assoreamento de seus leitos, ocasionando a homogeneização do habitat e a perda de sua qualidade ambiental, modificando a estrutura das comunidades biológicas presentes (Wantzen 2006, Vasconcelos e Melo 2008). Essa vegetação contribui para a manutenção das taxas de produção primária do sistema aquático, através do controle de luz solar que penetra no ambiente (Oliveira et al. 2014). Além disso, também contribui como fonte de material alóctone para o ambiente aquático, sendo importante na disponibilidade de alimento para os organismos e exercendo influência em sua teia trófica (Suriano e Fonseca-Gessner 2004, Uieda e Motta 2007).

Os impactos gerados pela retirada da mata ripária podem refletir em alterações na estrutura física dos riachos e modificações na estrutura da fauna presente, sendo o grupo dos macroinvertebrados altamente sensível a fatores como poluição e alterações na qualidade do habitat (Callisto et al. 2001b). Essa fauna é de grande importância ecológica devido ao papel na ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (Bueno et al. 2003), além de ser o elo entre os recursos basais (matéria orgânica) e os organismos pertencentes aos níveis tróficos superiores (Carvalho e Uieda 2004). Esses animais podem agir reduzindo o tamanho das partículas de matéria orgânica e, assim, favorecendo a decomposição pelas bactérias e outros microrganismos (Callisto et al. 2001a). O uso dos macroinvertebrados como bioindicadores de poluição e alterações no meio ambiente em programas de monitoramento da qualidade do habitat vem crescendo devido a algumas características desse grupo: alta diversidade de espécies, o que oferece uma ampla gama de tolerância a diferentes níveis de alterações no ambiente, com organismos típicos de habitats de boa qualidade, tolerantes a certos poluentes e outros mais resistentes; ciclos de vida longos; facilidade de amostragem, com técnicas de baixo custo e facilmente padronizadas (Guetti 1986, Callisto et al. 2001b). Além disso, a baixa vagilidade desses organismos faz com que sua existência esteja diretamente associada às características do habitat, enquanto que a alta diversidade em suas formas de vida permite que sejam encontrados em praticamente todos os habitats de água doce (Brandimarte et al. 2004). Nos estudos relacionados ao uso de macroinvertebrados como indicadores ecológicos, duas abordagens são comumente utilizadas, a taxonômica e a funcional. A classificação dos macroinvertebrados dentro de grupos funcionais de alimentação (*Functional Feeding Groups* -

FFG) foi criada e vem sendo aprimorada há mais de 30 anos, constituindo uma ferramenta essencial para a construção do conhecimento acerca das relações tróficas e da dinâmica das comunidades (Vannote et al. 1980, Cummins et al. 2005). A abordagem funcional é importante nos estudos ecológicos que visam caracterizar as condições do ecossistema e conhecer os recursos alimentares disponíveis aos invertebrados aquáticos (Callisto et al. 2001a, Cummins et al. 2005). Uma das vantagens de seu uso é a maior rapidez e menor esforço necessários para a classificação dos táxons em grupos funcionais, visto que uma das maiores dificuldades dos trabalhos taxonômicos é classificar um grande número de táxons em níveis suficientes para uma avaliação precisa da biodiversidade (Cummins et al. 2005, Menezes et al. 2010).

A classificação dos macroinvertebrados em grupos funcionais de alimentação é baseada não somente no tipo de alimento consumido, mas também considera as características morfológicas e comportamentais utilizadas na aquisição do alimento (Ramirez e Gutiérrez-Fonseca 2014). De acordo com a classificação proposta por Cummins (1973), os macroinvertebrados podem ser distribuídos em cinco grupos funcionais de alimentação: fragmentador, coletor (coletor-agregador), filtrador (coletor-filtrador), raspador e predador. Os fragmentadores são organismos que se alimentam de partes vivas ou mortas dos vegetais, apresentando peças bucais fortes o suficiente para cortar esse material rígido e de maior tamanho. Os coletores são organismos que coletam (ou agregam) material particulado menor que fica depositado no substrato, enquanto os filtradores, apesar de se alimentarem também de partículas menores, o fazem filtrando partículas orgânicas diretamente na coluna d'água. Os filtradores podem usar estruturas do próprio corpo ou mesmo redes por eles construídas. Os raspadores se alimentam de matéria orgânica, algas e outros organismos associados, que em conjunto são denominados perifíton, o qual se adere à superfície de substratos, como rochas e material vegetal submersos. Já os predadores são organismos que se alimentam de outros animais vivos, inteiros ou parte deles, capturando-os com peças bucais diferenciadas e fortes, muitas vezes especializadas (Ramirez e Gutiérrez-Fonseca 2014).

Alguns trabalhos têm utilizado a abordagem funcional dos macroinvertebrados na caracterização de ambientes (e.g. Palmer et al. 1993, Cummins et al. 2005, Oliveira e Nessimian 2010, Shimano et al. 2012, Brasil et al. 2014), porém ainda é escasso o número de trabalhos que fazem a comparação da estrutura dos grupos funcionais de alimentação de macroinvertebrados em riachos com diferentes usos de terra (Fu et al. 2015, Castro et al. 2016, Fierro et al. 2017).

No presente trabalho o objetivo foi verificar o efeito da retirada da mata ripária sobre a estrutura dos grupos funcionais de alimentação em comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Uma vez que a mata ripária fornece material alóctone, que serve como abrigo e

alimento à fauna bentônica, nossa hipótese é de que locais com manutenção dessa mata apresentem uma estrutura dos grupos funcionais de alimentação mais complexa, com maior representatividade de fragmentadores e coletores, diretamente ligados à maior quantidade de material oriundo da zona ripária. Já em locais sem essa vegetação, esperamos uma maior quantidade de raspadores, uma vez que a maior quantidade de luz solar que deve adentrar aos riachos sem mata ripária propicia a proliferação de algas que ficam aderidas ao substrato grosseiro e servem como alimento a esse grupo.

Materiais e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em riachos de 1ª a 3ª ordens de seis microbacias localizadas no município de Avaré, região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil (Figuras 1A e 1B), pertencentes à bacia do Rio Paranapanema. Na região são encontradas diversas áreas com intervenções antrópicas, como uso do solo para pecuária extensiva através de grandes áreas de pastagem, cultivo de cana-de-açúcar e plantio de eucalipto, todas como principais atividades econômicas do local, além de fragmentos de Floresta Estacional Semidecídua, presentes principalmente no entorno de riachos.

As coletas foram realizadas uma vez em cada riacho, distribuídas nos meses de Outubro, Novembro e Dezembro de 2015. No total foram amostrados 36 riachos (Tabela A1 no Apêndice; Figura 1C). Para este trabalho foram escolhidos riachos que apresentavam três tipos de entorno, de acordo com o estado de conservação da mata ripária (Figura 2). Os riachos com entorno florestado são caracterizados pela presença de uma mata ripária densa, com no mínimo 10 metros de largura em cada margem do corpo d´água, composta principalmente por árvores e arbustos de diferentes tamanhos. Os riachos de pastagem são caracterizados pela ausência de mata ripária nas duas margens e presença de gramíneas que adentram a água. Já os riachos intermediários são caracterizados pela presença de mata ripária em uma das margens e gramíneas na outra.

Segundo a classificação de Köeppen, o clima da área de estudo é do tipo Cwa, com verão quente e inverno seco. A pluviosidade varia de 917 a 3224 mm totais anuais, segundo série histórica para o período de 1954-2015 obtida junto à estação meteorológica do Horto Florestal de Avaré. No ano de coleta (2015) foi registrada uma pluviosidade anual elevada (2019 mm), com maior volume na estação chuvosa (total de 1553 mm, média de 225 mm nos meses de Janeiro a Março e Outubro a Dezembro) e menor na estação seca (total de 666 mm,

média de 111 mm nos meses de Abril a Setembro), com picos de chuvas atípicos em julho (164 mm) e setembro (219 mm).

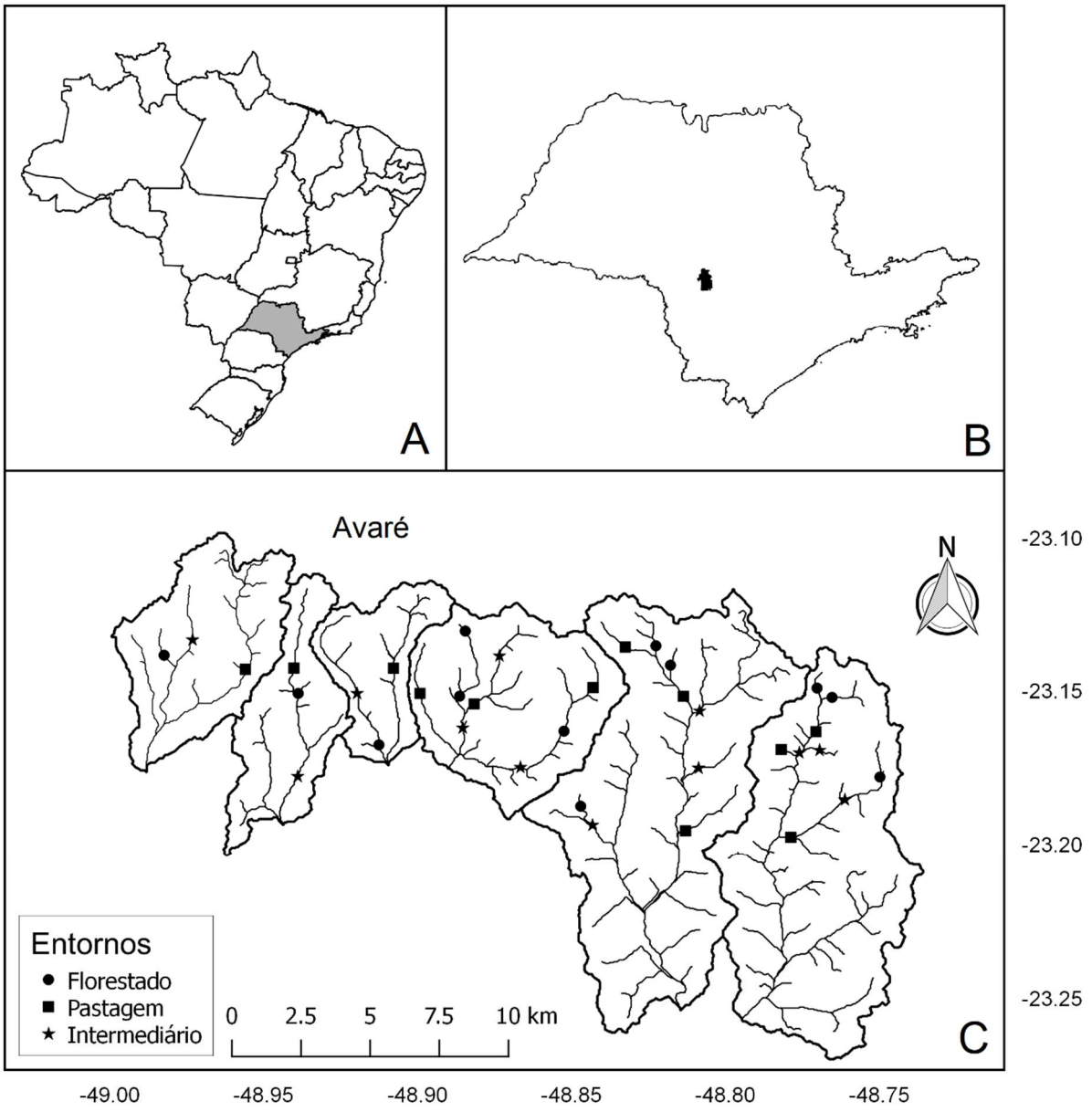


Figura 1. Mapa do Brasil com a localização do Estado de São Paulo (A) e, no estado, localização do município de Avaré (B). Ao sul do município se encontram as seis microbacias estudadas, com indicação no mapa dos riachos de três tipos de entorno amostrados (C). Microbacias (da esquerda para a direita): Santa Bárbara, Pinhal, Rochas, Ponte Alta, Jacutinga e Pedra Preta.

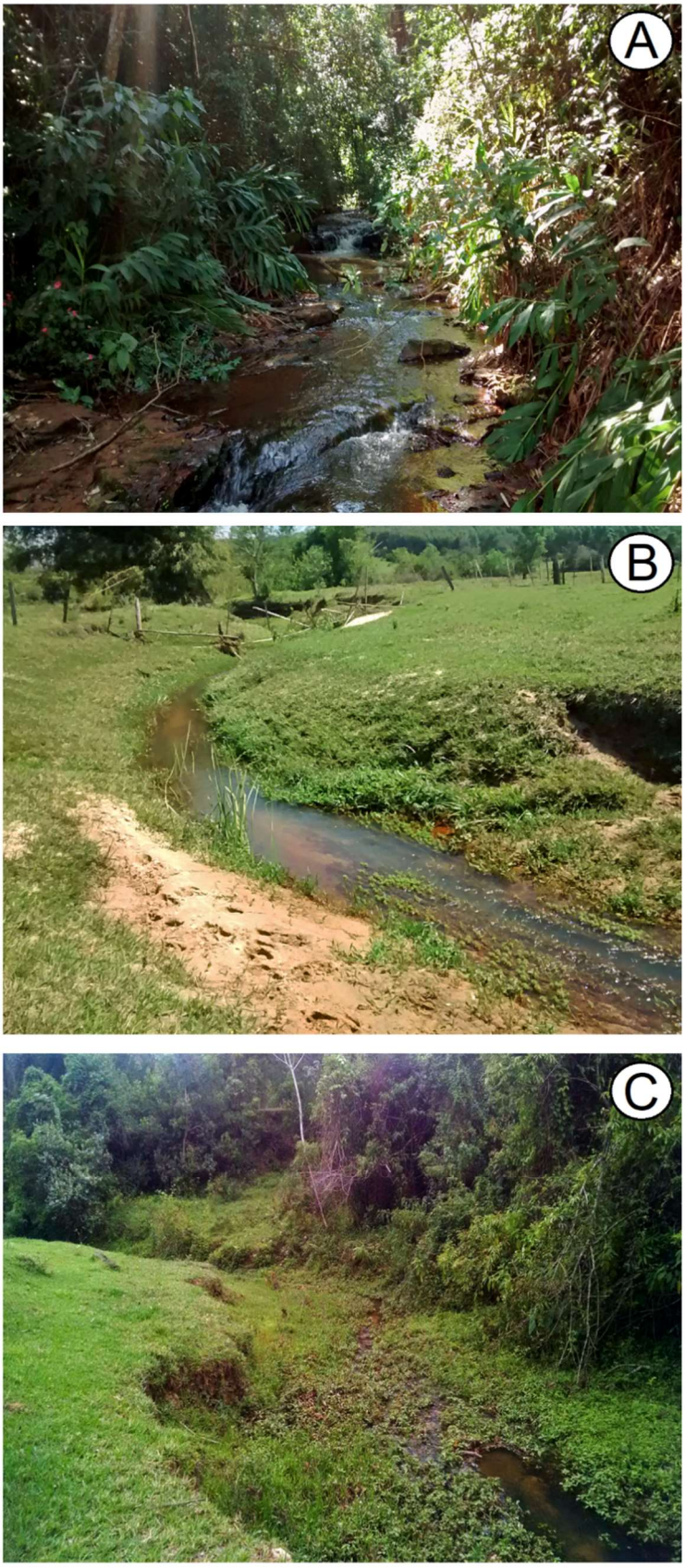


Figura 2. Vista geral de três riachos exemplificando cada um dos tipos de entorno da mata ripária utilizados no estudo: florestado (A), pastagem (B) e intermediário (C).

A coleta de dados ambientais e de macroinvertebrados foi realizada em um trecho de 80 metros em cada riacho, seguindo a metodologia descrita abaixo.

Caracterização do ambiente

Foram mensuradas seis variáveis ambientais que podem estar relacionadas direta ou indiretamente com a oferta e mecanismos de aquisição de alimento utilizados pelos macroinvertebrados, sendo elas: correnteza, porcentual de substrato fino, porcentual de vegetação nas margens, quantidade de material alóctone, sólidos totais dissolvidos e oxigênio dissolvido.

A correnteza foi escolhida pois é uma variável que pode influenciar na aquisição de material orgânico que fica em suspensão na coluna d`água, servindo de alimento aos filtradores, ou que fica depositado no substrato, servindo de alimento aos coletores (Cummins et al. 2005, Brasil et al. 2014), ou mesmo na remoção das algas pelos raspadores (Hintz e Wellnitz 2013).

O substrato fino, composto por areia, silte e argila, é uma variável importante, pois a suspensão desse substrato na coluna d´água pode afetar os filtradores, uma vez que sua aderência nas estruturas de filtragem pode danificá-las e diminuir a quantidade de alimento a ser ingerido (Vasconcelos e Melo 2008), além de afetar os raspadores, pois com a grande proporção desse substrato há a diminuição da formação de perifíton que fica aderido em superfícies maiores e serve de alimento a estes invertebrados (Davies-Colley et al. 1992, Rier e King 1996, Vasconcelos e Melo 2008). Esse material fino também pode recobrir o substrato grosseiro, utilizado como habitat por uma grande diversidade de macroinvertebrados em riachos (Cummins et al. 2005).

A vegetação nas margens é composta por vegetação herbácea que adentra as bordas dos riachos, podendo servir diretamente como alimento para a fauna, principalmente nas áreas em que a mata ripária está ausente (Shaftel et al. 2011), além de funcionar como abrigo tanto para os predadores quanto para suas presas potenciais (Fonseca e Tanaka 2015).

A quantidade de material alóctone é importante pois reflete o material que é produzido fora dos corpos d`água, proveniente da zona ripária, e que pode servir diretamente como alimento ou como substrato aos microorganismos que podem servir de alimento aos macroinvertebrados (Casatti et al. 2012).

Os sólidos totais dissolvidos podem refletir a quantidade de material orgânico e inorgânico suspenso na coluna d`água. Em riachos com alto valor destes sólidos pode haver um aumento na turbidez da água, acarretando em diminuição da penetração de luz, o que gera uma redução na produção primária nos riachos e, consequentemente, na quantidade de algas,

diminuindo a oferta de alimento aos raspadores (Davies-Colley et al. 1992, Rier e King 1996, Vasconcelos e Melo 2008).

A concentração de oxigênio dissolvido é uma variável importante pois, além de influenciar na existência e permanência dos organismos aeróbicos, pode ser um reflexo da presença de algas no ambiente, já que esses organismos são responsáveis por grande parte da produção de oxigênio molecular encontrado nos corpos d`água (Nakova et al. 2009).

Para a coleta destas variáveis, um trecho de 80 metros estudado em cada riacho foi demarcado em 11 transectos (de A a K) que dividem o trecho em 10 seções (de AB a JK). A velocidade da correnteza foi determinada pelo método de objetos flutuantes impulsionados pela correnteza (Schwoerbel 1975), considerando a média dos valores mensurados no início, meio e fim da extensão amostrada (transectos A, F e K). A quantidade de sólidos totais dissolvidos e de oxigênio dissolvido foi determinada através de uma sonda multiparâmetros (Aquaread AP-2000), considerando a média dos valores mensurados no início, meio e fim da extensão amostrada (transectos A, F e K). Para as demais variáveis o percentual foi mensurado por estimativa visual. Para o porcentual de substrato fino foi utilizada a média de 105 medidas, tomadas nos 11 transectos (cinco medidas por transecto) e 10 seções (cinco medidas por seção). A vegetação nas margens foi determinada pelo percentual de vegetação herbácea em cada transecto (média de 11 valores). A quantidade de material alóctone representou a soma do percentual de banco de folhas e madeira encontrados em cada transecto (média de 11 valores).

Coleta de macroinvertebrados

A coleta dos macroinvertebrados foi realizada com amostrador Surber (30 x 30 cm) com malha de 250 μm. O substrato delimitado pelo quadrante do amostrador foi revolvido pelo coletor pelo tempo padronizado de um minuto. O material arrastado para dentro da rede foi então despejado em uma bandeja contendo água do ambiente, na qual o interior da malha foi também lavado para retirar todos os animais presos ao tecido. A água da bandeja foi despejada em uma peneira granulométrica de 250 μm e o material retido foi lavado com álcool 70% e armazenado em potes plásticos. Esse procedimento foi feito em cinco pontos distribuídos ao longo do trecho de 80m, localizados no talvegue, distanciados cerca de quatro metros e em locais com o substrato predominante do trecho. No laboratório, foi realizado o procedimento de flutuação em sal (200 g/L) para a separação dos animais através da diferença de densidade entre eles (Kuhlmann et al. 2012). O material sobrenadante foi armazenado em frascos com álcool 70% até o momento de triagem e identificação dos animais com o auxílio de estereomicroscópio binocular e microscópio. Os macroinvertebrados foram identificados até o

menor nível taxonômico possível com a ajuda de bibliografias gerais (Lopretto e Tell 1995, Domínguez e Fernández 2009, Mugnai et al. 2010) e específicas, quando necessário.

Análise dos dados

Para verificar quais variáveis ambientais influenciaram na diferenciação dos riachos pelo tipo de entorno fizemos uma Análise de Componentes Principais (PCA), sendo os valores brutos das médias das seis variáveis ambientais mensuradas primeiramente normalizados para a confecção da matriz de similaridade. Para verificar a significância de cada eixo da PCA para a distribuição dos pontos utilizamos o modelo de Broken-Stick (Jackson 1993).

Para a atribuição dos grupos funcionais de alimentação (FFG) foi utilizada a classificação de Cummins (1973) e realizada uma busca de informações sobre os táxons amostrados em literaturas específicas (Tabela A2 no Apêndice). Com a abundância de cada FFG para cada riacho foi calculada a soma das abundâncias por tipo de entorno. Para uma melhor visualização destes resultados, quanto à distribuição da abundância dos grupos funcionais por tipo de entorno, foi utilizada a apresentação dos dados em gráficos box-whisker-plot, considerando o total de UTO's (Unidade Taxonômica Operacional) amostradas e também somente as UTO's do grupo Insecta.

Para verificar se em cada tipo de entorno havia diferenças na abundância dos grupos funcionais, foi aplicada uma Análise de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA) aos dados de abundância de cada FFG por entorno, transformados com log (x+1), utilizando o coeficiente de Bray-Curtis como medida de similaridade, com 9999 permutações e nível de significância de 0,05. Nessa análise, um pseudo-F significativo demonstra a existência de disparidades entre os grupos estudados, porém, estas podem ser causadas tanto por diferenças nos entornos como por diferenças na dispersão das amostras (Anderson et al. 2008). Assim, para descobrir a natureza dessas diferenças foi utilizada uma Análise Permutacional de Dispersões Multivariadas (PERMDISP) utilizando a similaridade de Bray-Curtis, com 9999 permutações e um nível de significância de 0,05, a qual calcula o centroide das amostras de cada grupo e a distância entre cada amostra e seu centroide. Quando o pseudo-F da PERMDISP é significativo podemos afirmar que há uma dispersão das amostras, ou seja, a causa das disparidades entre os entornos é a heterogeneidade dos dados (Anderson et al. 2008). Para os dados em que a significância foi constatada e os efeitos de dispersão foram descartados, fizemos um teste pair-wise afim de descobrir quais entornos foram considerados diferentes entre si. Isso é constatado através de um valor de t significativo ($p<0,05$) na comparação dos entornos dois a dois. Para verificar se dentro de cada grupo funcional de

alimentação as abundâncias nos três tipos de entorno eram diferentes entre si, a PERMANOVA e PERMDISP foram aplicadas aos dados de abundância dos entornos em cada FFG.

Os dados de riqueza foram analisados qualitativamente para verificar possíveis diferenças por FFG e entorno, considerando três níveis: o total de UTO's, os grandes grupos e as UTO's de insetos amostradas. Com o objetivo de verificar possíveis diferenças na composição da fauna entre os entornos, para cada grupo funcional foi montada uma matriz de similaridade, utilizando os dados de presença-ausência e o coeficiente de Jaccard, e submetida às análises de PERMANOVA e PERMDISP (9999 permutações e nível de significância de 0,05).

Para analisar a ordenação dos riachos de acordo com as variáveis ambientais e os grupos funcionais de alimentação em conjunto fizemos uma Análise de Redundância (RDA). Essa análise compara a matriz de dados da fauna com a matriz dos dados ambientais e sua influência conjunta na distribuição dos riachos de cada entorno em um espaço bidimensional.

Todas as análises de variância foram feitas com o total de UTO´s encontradas e somente com as UTO's de Insecta, uma vez que esse foi o grupo mais abundante. As análises de PCA, PERMANOVA e PERMDISP foram feitas no software PRIMER 6.1.13 PERMANOVA+ 1.0.3 (Clarke e Gorley 2006). A análise de RDA foi feita no Software R 3.3.1 (R Development Core Team 2016) com o pacote Vegan 2.4-3 (Oksanen et al. 2013).

Resultados

Os valores das médias das seis variáveis ambientais mensuradas nos 36 riachos são apresentados na Tabela 1. As variáveis correnteza, substrato fino e vegetação nas margens foram menores nos riachos florestados, o material alóctone foi menor nos riachos de pastagem, os sólidos totais dissolvidos e oxigênio dissolvido foram semelhantes entre os três tipos de entorno.

Os dois primeiros eixos da PCA, utilizada para verificar quais fatores ambientais influenciaram na diferenciação dos riachos pelo tipo de entorno, explicaram em conjunto 63% da variação dos dados (Figura 3), porém somente o primeiro eixo foi significativo para a distribuição dos pontos, de acordo com o modelo de Broken-Stick. Para o PCA1, quatro variáveis explicam melhor a distribuição dos riachos no espaço bidimensional, no lado positivo substrato fino e vegetação nas margens, no lado negativo material alóctone e oxigênio dissolvido (Figura 3, Tabela 2). No quadrante negativo da PCA1 estão distribuídos todos os riachos florestados e a maioria dos intermediários, caracterizados pela maior quantidade de

oxigênio dissolvido e material alóctone e menor quantidade de vegetação nas margens e substrato fino. Os riachos de pastagem estão distribuídos de maneira muito mais dispersa, mas em sua maioria estão localizados no quadrante positivo da PCA1, influenciados pela maior quantidade de vegetação nas margens e substrato fino e menor quantidade de material alóctone e oxigênio dissolvido.

Tabela 1. Médias das seis variáveis ambientais analisadas em cada um dos 36 riachos estudados e média ± desvio padrão por entorno. F-florestado; P-pastagem; I-intermediário; STD-sólidos totais dissolvidos; OD-oxigênio dissolvido.

Riachos	Correnteza (m/s)	Substrato fino (%)	Vegetação margens (%)	Material alóctone (%)	STD (mg/L)	OD (mg/L)
F1	0,23	30,91	3,64	89,77	62,33	7,68
F2	0,40	38,18	0,45	46,59	17,33	7,81
F3	0,33	9,09	0,91	80,68	14,33	8,10
F4	0,49	43,64	3,18	44,55	62,67	8,09
F5	0,31	18,18	1,36	38,41	56,33	8,08
F6	0,22	49,09	3,18	47,50	52,33	7,85
F7	0,43	16,36	2,27	68,64	50,00	8,59
F8	0,50	9,09	2,73	77,50	31,00	7,64
F9	0,47	29,09	0,00	85,45	28,33	7,16
F10	0,62	9,09	1,82	42,73	53,00	7,72
F11	0,60	23,64	0,00	53,86	50,00	7,43
F12	0,74	10,91	1,82	30,23	55,00	7,79
P1	0,38	3,64	2,73	28,18	38,67	8,49
P2	0,38	47,27	11,36	20,68	28,33	7,54
P3	0,50	94,55	60,68	38,86	38,00	8,42
P4	0,64	1,82	15,23	9,55	26,33	8,01
P5	0,43	25,45	57,50	1,36	50,33	6,60
P6	0,38	5,45	23,86	19,77	70,67	8,09
P7	0,60	14,81	24,09	12,73	61,67	8,40
P8	0,76	12,73	23,18	6,82	39,67	8,87
P9	0,63	20,00	28,41	46,36	32,27	7,82
P10	0,97	9,09	21,36	24,55	55,67	8,06
P11	0,71	61,82	51,14	18,41	49,33	6,71
P12	0,60	0,00	9,09	6,36	43,00	7,44
I1	0,75	12,73	19,55	4,09	16,00	8,18
I2	0,66	63,64	52,95	14,55	23,67	8,51
I3	0,12	100,00	81,82	0,45	67,00	7,43
I4	0,67	100,00	87,50	0,91	55,33	6,18
I5	0,48	27,27	16,82	10,91	60,33	8,72
I6	0,78	98,18	87,50	3,18	65,33	6,49
I7	0,47	12,73	19,55	4,09	48,67	8,67
I8	0,44	63,64	52,95	14,55	46,67	7,25
I9	0,51	100,00	81,82	0,45	28,33	6,54
I10	0,51	7,27	38,86	3,18	32,33	7,92
I11	0,52	69,09	87,50	2,27	61,00	7,47
I12	0,50	43,64	58,41	9,09	32,67	5,88
x±dp F	0,44±0,16	23,94±14,21	1,78±1,26	58,83±20,43	44,39±17,01	7,83±0,36
x±dp P	0,53±0,17	58,18±36,82	57,10±28,29	5,64±5,25	44,78±17,57	7,44±0,99
x±dp I	0,58±0,18	24,72±28,95	27,39±19,08	19,47±13,51	44,49±13,50	7,87±0,70

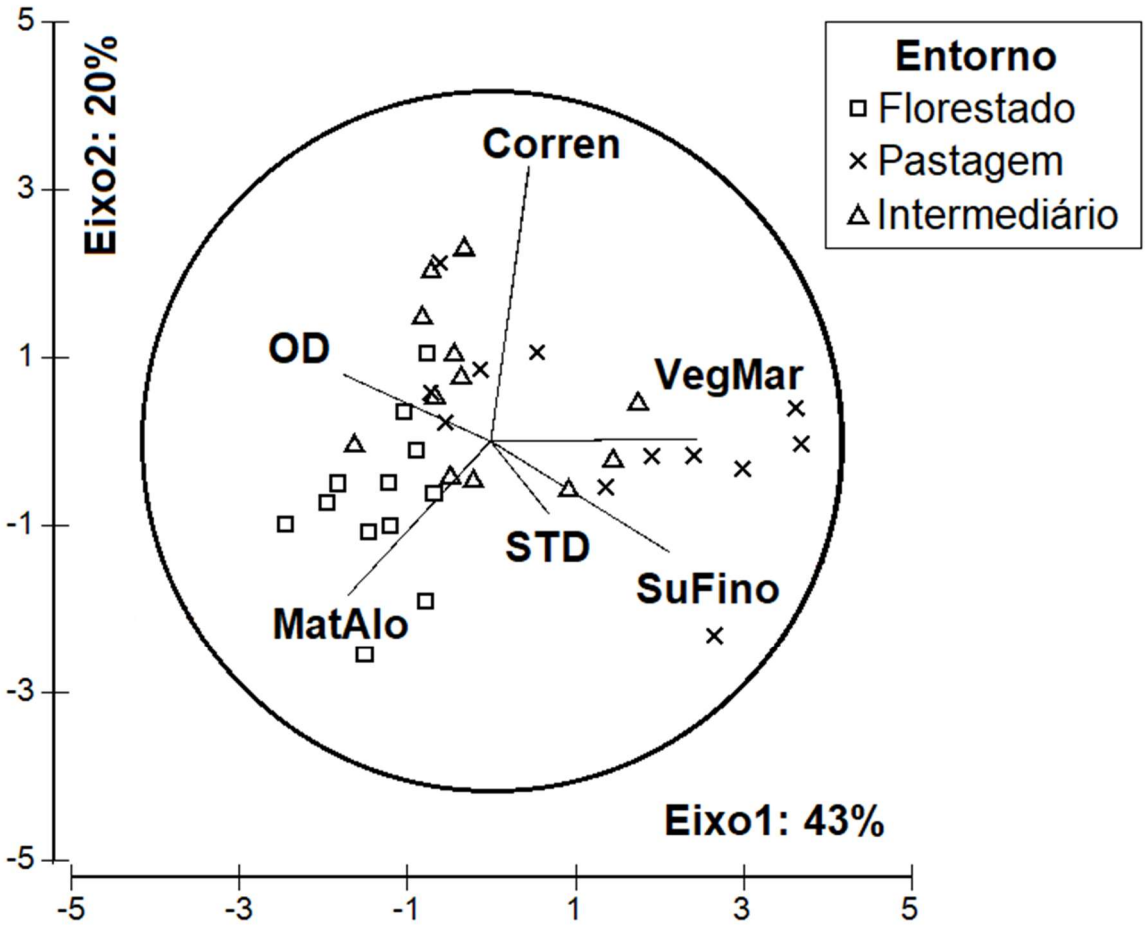


Figura 3. Biplot resultante da PCA, representando a distribuição dos 36 riachos estudados, classificados por tipo de entorno, e os vetores das variáveis ambientais analisadas. Corren- correnteza, VegMar- vegetação nas margens, SuFino- substrato fino, STD- sólidos totais dissolvidos, MatAlo- material alóctone, OD- oxigênio dissolvido.

Tabela 2. Valores dos coeficientes de combinações lineares dos dois eixos da PCA. STD- sólidos totais dissolvidos; OD-oxigênio dissolvido.

Variáveis	**PCA1**	**PCA2**
Correnteza	0,110	0,789
Substrato fino	0,511	-0,316
Vegetação nas margens	0,592	0,008
Material alóctone	-0,414	-0,445
STD	0,165	-0,207
OD	-0,421	0,191

Na análise da abundância do total de UTO´s e somente dos insetos em cada tipo de entorno (Figura 4), comparando a estrutura dos grupos funcionais de alimentação é possível ver que nos três tipos de entorno os coletores e filtradores foram mais abundantes e os fragmentadores estiveram menos representados. Porém, estas diferenças nas abundâncias encontradas para os três perfis da mata ripária não foram comprovadas pela análise de variância, ou seja, as diferenças encontradas foram devidas à dispersão dos dados, seja para o total de UTO's ou somente para os insetos.

Já na análise da abundância de todas as UTO's (Figura 5) e somente dos insetos (Figura 6) em cada grupo funcional de alimentação, comparando os entornos é possível notar que o florestado apresentou a menor abundância em todos os FFG, com exceção do grupo dos fragmentadores que apresentaram menor abundância nos riachos intermediários. Para o total de UTO's (Figura 5) a PERMANOVA indicou diferença significativa entre entornos somente para o grupo dos coletores (pseudo-F=6,4407 e p=0,0063), com a PERMDISP comprovando que esta diferença é devida ao entorno e não à dispersão dos dados (pseudo-F=0,9432 e p=0,4912). O teste pair-wise mostrou que para esse grupo funcional a abundância nos riachos florestados é significativamente menor que a encontrada nos de pastagem (t=3,5092 e p=0,0020) e nos intermediários (t=2,8535 e p=0,0085). Para os grupos de insetos (Figura 6), o resultado foi semelhante, a PERMANOVA comprovando diferença significativa nos entornos somente para o grupo dos coletores (pseudo-F=3,9615 e p=0,0281), a qual não foi devida à dispersão dos dados, mas sim ao efeito dos entornos (PERMDISP pseudo-F= 2,6314 e p=0,1343). O teste pair-wise mostrou que para esse grupo funcional de alimentação a abundância nos riachos florestados também é significativamente menor que a encontrada nos riachos de pastagem (t=2,3206 e p=0,027) e intermediários (t=2,9512 e p=0,0081). No box-whisker-plot de ambas as análises (com total de UTO´s e com insetos) é possível notar que somente para os coletores os valores dentro dos quartis (caixa cinza) dos riachos florestados se sobrepõem minimamente aos demais entornos.

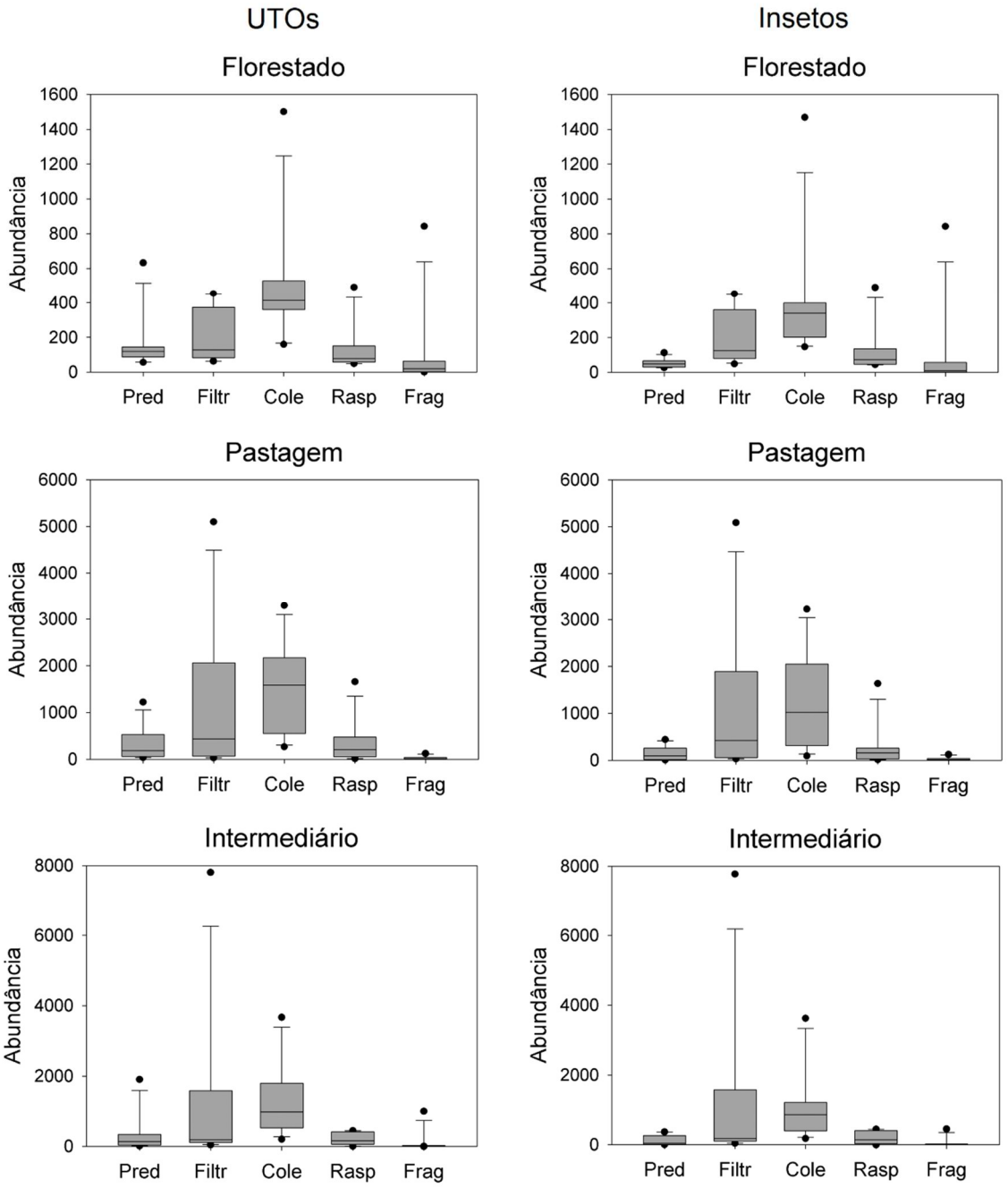


Figura 4. Box-whisker-plots da abundância dos grupos funcionais de alimentação por tipo de entorno dos riachos analisados, considerando separadamente o total de UTO's (à esquerda) e somente os insetos (à direita). Pred-predador; Filtr-filtrador; Cole-coletor; Rasp-raspador; Frag-fragmentador.

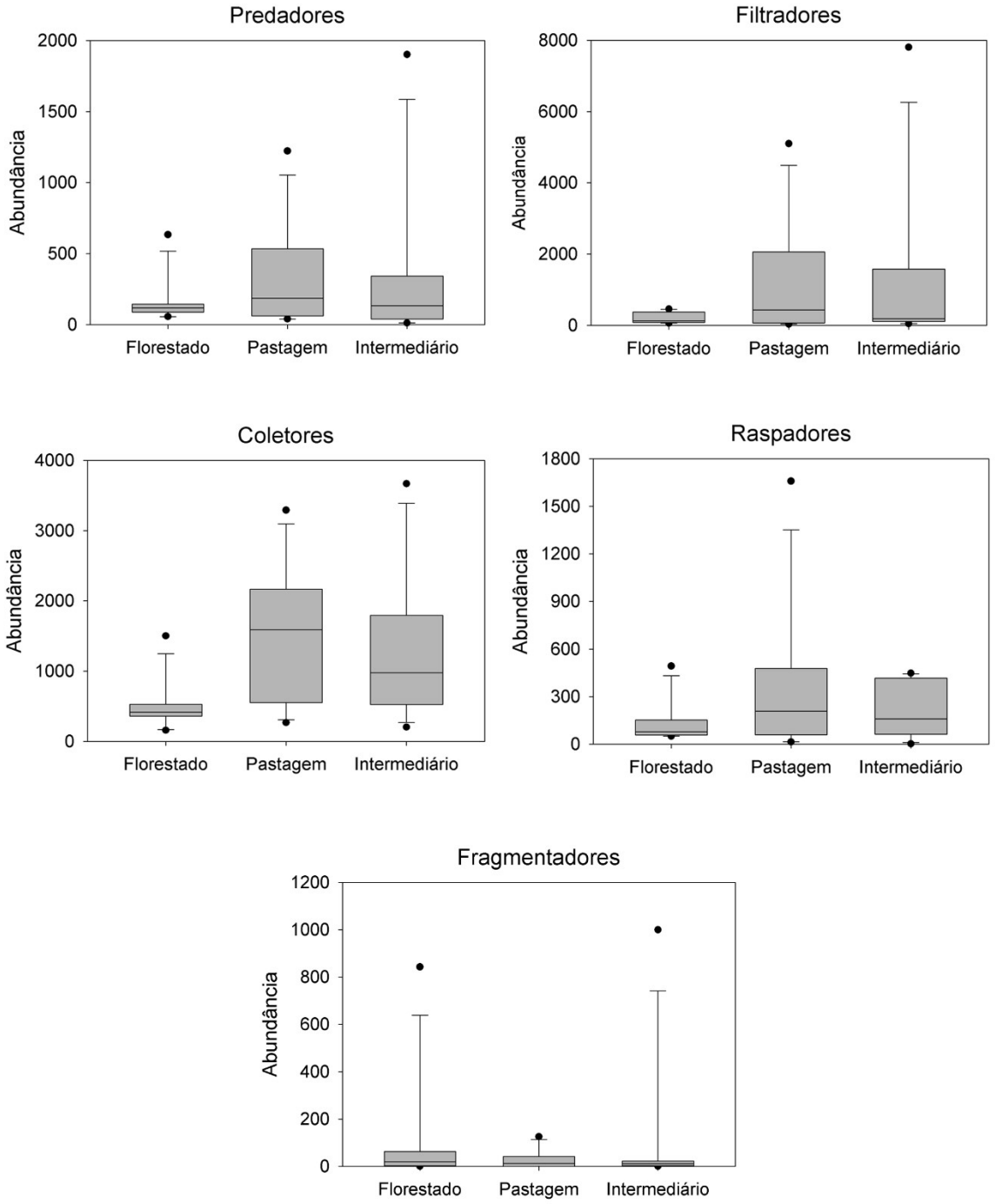


Figura 5. Box-whisker-plots com a abundância do total de UTO's analisada por grupo funcional de alimentação, comparando os três tipos de entorno.

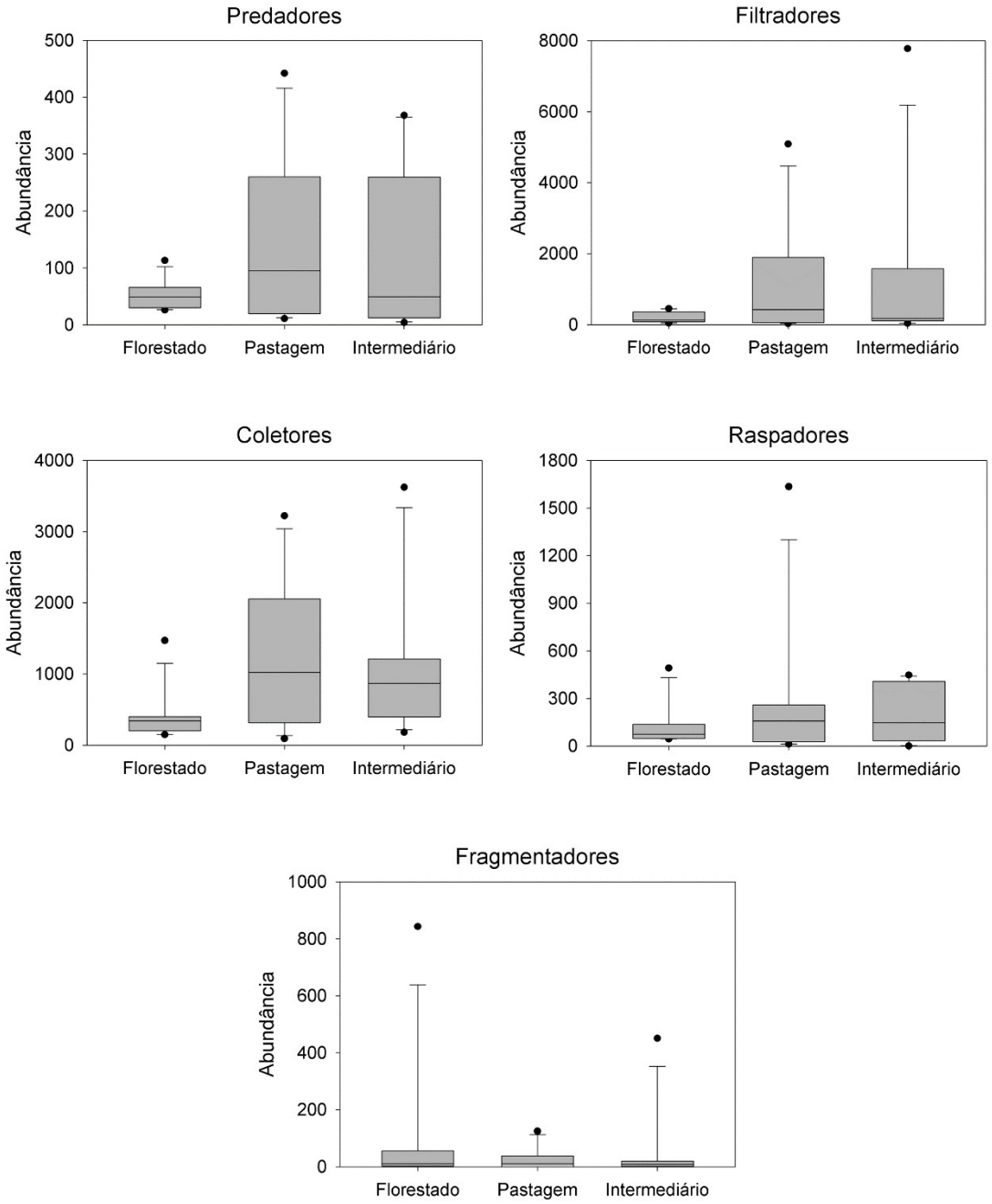


Figura 6. Box-whisker-plots com a abundância de insetos analisada por grupo funcional de alimentação, comparando os três tipos de entorno.

Quando analisada a riqueza por grupo funcional de alimentação, os maiores valores ocorreram para o grupo dos predadores e os menores para os filtradores e fragmentadores, seja considerando o total de UTO´s, grandes grupos ou somente os insetos (Tabela 3). Dentro de cada grupo funcional é possível notar que, no geral, os riachos florestados apresentaram menor riqueza para os três níveis de identificação analisados (Tabela 3). Dentre os grandes grupos, os insetos foram predominantes na maioria dos casos, podendo ser salientado também a importância de Chelicerata e Crustacea entre os predadores e de Annelida entre os coletores (Tabela 3). Ao nível dos insetos, a análise das ordens/famílias predominantes mostrou pouca diferença entre entornos de cada grupo funcional (Tabela 3). É possível notar que, para o total de UTO´s, somente para o grupo dos coletores o desvio padrão dos entornos de pastagem e intermediário são muito menores que suas respectivas médias (Tabela 3).

A análise de variância aplicada aos dados de presença-ausência (similaridade de Jaccard) de cada grupo funcional confirmou diferença significativa entre entornos somente para os predadores quando analisado ao nível dos insetos (PERMANOVA pseudo-F=1,4576; P=0,0405; PERMDISP pseudo-F=3,2366; P=0,0662), com o teste pair-wise indicando diferença na composição entre riachos florestados e de pastagem (t=1,4721 e p=0,0091), os primeiros apresentando a menor riqueza de insetos, mas com quatro grupos dominantes (Tabela 3).

Na análise da distribuição dos riachos de acordo com as variáveis ambientais e os grupos funcionais de alimentação através da RDA (Figura 7), os dois primeiros eixos explicaram juntos 51% da distribuição dos pontos. Quatro variáveis ambientais foram significativas para a distribuição dos riachos amostrados: substrato fino (p=0,0003), vegetação nas margens (p=0,0001), sólidos totais dissolvidos (p=0,0262) e oxigênio dissolvido (p=0,0003); enquanto que todos os grupos funcionais de alimentação foram significativos para a análise (p<0,001). Os riachos florestados ficaram mais agrupados no lado direito do espaço bidimensional, influenciados significativamente pelos menores valores de substrato fino e vegetação nas margens. Os maiores valores destas duas variáveis, por sua vez, estiveram associados com a maior presença de filtradores, predadores e coletores no lado negativo do eixo 1, onde ficou localizada grande parte dos riachos de pastagem. Já os riachos intermediários estão distribuídos de maneira muito mais dispersa, espalhados nos quatro quadrantes. O grupo dos raspadores está mais relacionado com a combinação de maiores valores de oxigênio dissolvido e menores valores de sólidos totais dissolvidos. Já os fragmentadores estão mais isolados de todos os riachos, associados com os menores valores de sólidos totais dissolvidos.

Tabela 3. Riqueza (S), média e desvio padrão (dp) da abundância encontradas por grupo funcional de alimentação (FFG), em riachos de cada tipo de entorno (F- florestado, P- pastagem, I- intermediário), analisadas ao nível do total de UTO´s, grandes grupos e insetos. As UTO's mais abundantes (>10%) foram apresentadas na tabela em ordem decrescente de porcentual. Grandes grupos: Annelida (Anne), Chelicerata (Chel), Crustacea (Crus), Insecta (Inse). Insetos: Diptera-Ceratopogonidae (D-Cera), Diptera-Chironominae (D-Chir), Diptera-Empididae (D-Empi), Diptera-Orthocladiinae (D-Orth), Diptera-Simuliidae (D-Simu), Diptera-Tanypodinae (D-Tany), Diptera-Tipulidae (D-Tipu), Ephemeroptera-*Americabaetis* (E-Amer), Ephemeroptera-*Baetodes* (E-Baet), Ephemeroptera-*Hagenulopsis* (E-Hage), Plecoptera-*Anacroneuria* (P-Anac), Plecoptera-*Paragripopteryx* (P-Para), Plecoptera-*Tupiperla* (P-Tupi), Trichoptera-*Smicridea* (T-Smic).

	Total de UTO's			**Grandes grupos**		**Insetos**			
FFG-entorno	**N**	**média**	**dp**	**N**	**>10%**	**N**	**média**	**dp**	**>10%**
Predador-F	39	159,92	156,72	7	Chel, Inse	33	51,75	25,23	D-Tany, D-Empi, D-Cera, P-Anac
Predador-P	46	338,75	359,71	6	Inse, Chel, Crus	41	146,00	148,95	D-Tany, D-Empi
Predador-I	43	331,25	546,83	7	Crus, Inse, Chel	37	115,83	142,35	D-Tany, D-Empi
Filtrador-F	9	200,08	152,02	2	Inse	8	193,50	152,29	D-Simu, T-Smic
Filtrador-P	11	1221,75	1580,17	3	Inse	9	1172,67	1561,13	D-Simu
Filtrador-I	12	1164,42	2258,25	3	Inse	10	1140,00	2242,40	D-Simu, T-Smic
Coletor-F	22	494,50	345,00	3	Inse, Anne	20	404,33	348,90	D-Orth, D-Chir
Coletor-P	24	1534,42	959,29	3	Inse, Anne	22	1259,17	1030,66	E-Amer, D-Orth, D-Chir
Coletor-I	30	1286,33	1026,42	3	Inse, Anne	28	1121,33	1020,23	D-Orth, D-Chir, E-Amer
Raspador-F	28	133,67	132,08	3	Inse	23	127,08	134,28	E-Baet, E-Hage
Raspador-P	32	345,67	457,07	3	Inse, Crus	26	283,17	449,47	E-Baet
Raspador-I	30	217,67	177,44	3	Inse	25	203,92	177,85	E-Baet, E-Hage
Fragmentador-F	11	102,25	237,73	2	Inse	8	97,58	239,22	P-Para
Fragmentador-P	14	28,42	39,63	2	Inse	11	27,17	39,16	P-Para, P-Tupi, D-Tipu
Fragmentador-I	12	101,92	285,27	2	Inse, Crus	9	53,58	129,51	P-Para, P-Tupi

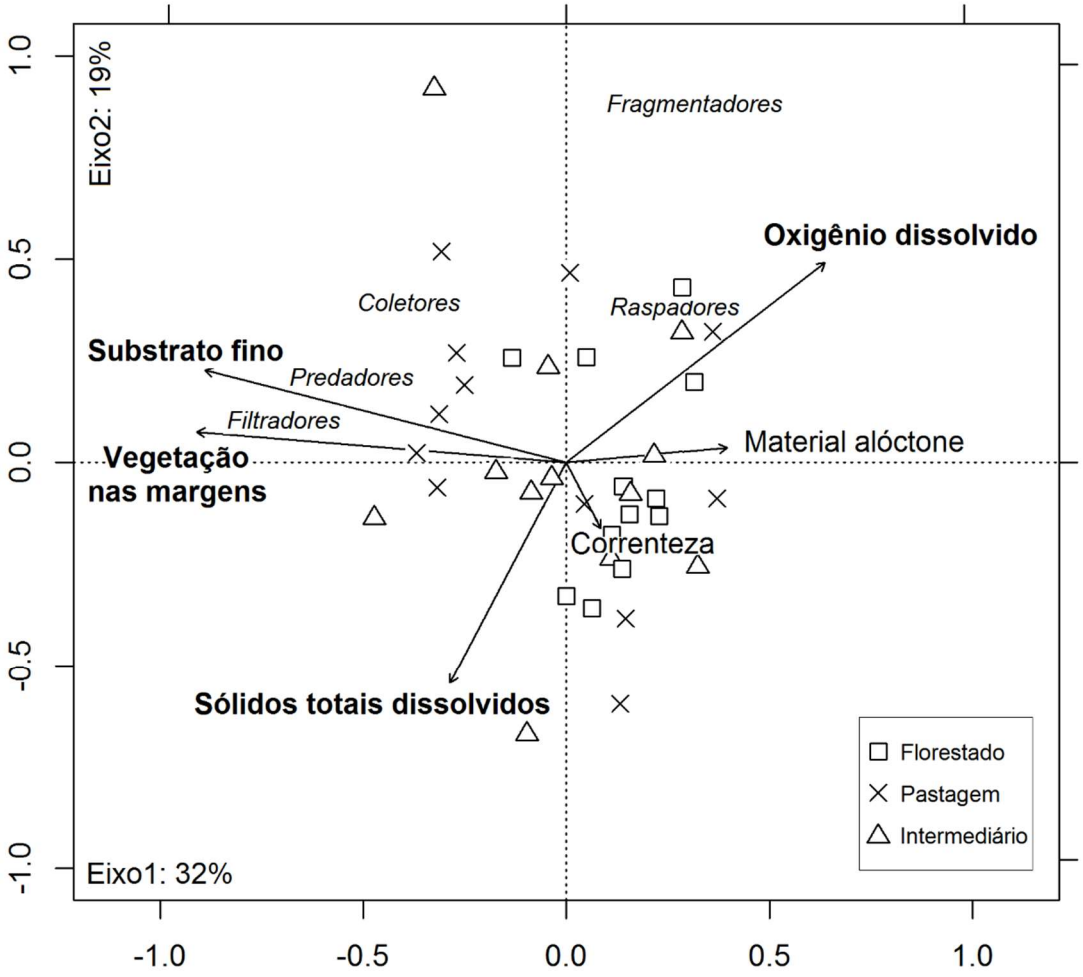


Figura 7. Biplot resultante da RDA, representando a distribuição dos riachos dos três tipos de entorno em função das variáveis ambientais e grupos funcionais de alimentação. Em negrito estão as variáveis ambientais significativas para a análise.

Discussão

A maior coesão na distribuição dos riachos florestados quando consideradas somente as variáveis ambientais pode ser explicada pela menor variação nas características físicas e químicas que a presença da mata ripária proporciona aos corpos d`água (Allan 2004). Esses riachos apresentaram maior quantidade de material alóctone, o qual constitui um importante recurso alimentar para os macroinvertebrados (Vannote et al. 1980).

A vegetação nas margens, composta principalmente por gramíneas e encontrada principalmente nos riachos de pastagem, pode explicar a maior quantidade de substrato fino encontrado nesses riachos, o qual fica em suspensão ou aderido à vegetação. O crescimento de gramíneas nas margens é favorecido pela retirada da mata ripária, o que favorece a entrada deste sedimento nos corpos d`água (Casatti 2010). A presença de sedimento fino pode gerar turbidez na coluna d`água, diminuindo a penetração da luz e, consequentemente, o processo de fotossíntese (Nakova et al. 2009), sendo que esse pode ser um dos fatores relacionados à menor quantidade de oxigênio dissolvido nos riachos de pastagem. A grande quantidade de substrato fino nestes riachos também pode causar a homogeneização do habitat, o que confere uma baixa resistência da fauna às perturbações físicas externas (Milesi et al. 2016). Já os riachos intermediários se distribuíram de maneira mais semelhante aos riachos florestados, demonstrando que, possivelmente, a presença do material alóctone advindo da mata ripária, mesmo que presente em somente uma das margens, pode diminuir a influência negativa de sua retirada total.

Segundo a teoria do Contínuo fluvial, proposta por Vannote et al. (1980), nos riachos de cabeceira com mata é esperada uma maior abundância de coletores e filtradores, o que foi encontrado nesse estudo. Porém, ao contrário do esperado por esta teoria, os fragmentadores foram pouco representativos. Uma baixa abundância de fragmentadores foi encontrada também em outros trabalhos (e.g. Gonçalves et al. 2006, Silveira et al. 2006, Oliveira e Nessimian 2010) e pode demonstrar um padrão típico de riachos neotropicais. Gonçalves et al. (2006) sugerem que os fragmentadores têm papel importante nos riachos temperados, mas não nos tropicais, e Irons et al. (1994) apontam que a importância dos fragmentadores na decomposição do material orgânico tende a diminuir com a redução da latitude. Estas diferenças podem ser devidas aos padrões de oferta e decomposição do material orgânico ser diferente daqueles encontrados nos riachos temperados (Wantzen e Wagner 2006). Uma dessas características se refere à maior rigidez e presença de compostos químicos secundários nas folhas, fatores estes que prejudicam a quebra dos detritos vegetais pelos fragmentadores (Wantzen et al. 2002). Ademais, os macroconsumidores, representados principalmente por peixes e camarões, podem ser mais

relevantes no processamento da matéria orgânica de riachos tropicais do que os insetos fragmentadores (Rosemond et al. 1998), além de serem predadores desses insetos (Wantzen e Wagner 2006). Outro fator relevante na comparação de trabalhos realizados nas zonas temperadas e tropicais é que representantes do grupo dos fragmentadores em zonas temperadas, como várias famílias de Plecoptera (Capniidae, Leuctridae, Nemouridae e Taeniopterygidae), estão ausentes nas regiões tropicais (Cheshire et al. 2005). Das duas famílias de Plecoptera de ocorrência no Brasil, somente Gripopterygidae é caracterizada como fragmentadora (Cummins et al. 2005, Oliveira e Nessimian 2010), representada em maior abundância por dois gêneros, *Paragripopteryx* e *Tupiperla* nos riachos dos dois entornos alterados. Para o grupo dos fragmentadores, nos riachos de pastagem também foram dominantes os dípteros fragmentadores da família Tipulidae, característicos de áreas degradadas (Callisto et al. 2001a).

A menor abundância de macroinvertebrados nos riachos florestados para a maioria dos FFG (exceto fragmentadores), tanto para o total de UTO´s como para insetos, em relação aos demais entornos era esperada, pois riachos mais preservados tendem a conter uma fauna mais especialista e mais sensível a perturbações no habitat, enquanto que locais mais alterados tendem a ter uma abundância alta de táxons, principalmente de grupos mais tolerantes a impactos (Hepp e Santos 2009). Apesar dos valores de abundância mostrarem esta tendência, esta diferença espacial foi comprovada estatisticamente somente para o grupo dos coletores. Os menores valores de desvio padrão em relação às suas médias, nos riachos de pastagem e intermediário, podem demonstrar uma menor variação dos dados espaciais e, portanto, uma maior precisão na diferença desse FFG nos três tipos de entorno. No grupo dos coletores, uma diferença espacial marcante pode ser observada na dominância do gênero *Americabaetis* (Ephemeroptera-Baetidae) somente nos riachos de entorno alterado, sendo que essa família é conhecida por ser muito tolerante a diferentes níveis de poluição (Callisto et al. 2001a) e esse gênero é conhecido por estar associado à vegetação marginal (Domínguez e Fernández 2009), mais presente nestes riachos dos entornos de pastagem e intermediário.

Para a análise da composição (similaridade de Jaccard), a diferença espacial comprovada estatisticamente somente para o grupo dos predadores, quando analisados ao nível dos insetos, provavelmente está relacionada com a maior riqueza de grupos dominantes no entorno florestado. Os insetos, com maior riqueza e abundância em todos os grupos funcionais, estiveram melhor representados pela ordem Diptera em três dos cinco grupos funcionais de alimentação. A variedade de formas e de estratégias alimentares apresentada pelos dípteros, principalmente da família Chironomidae (Cummins et al. 2005), salienta o importante papel desse grupo na transformação da matéria orgânica e, consequentemente, no fluxo de energia nos ambientes aquáticos. No grupo funcional dos predadores tivemos a dominância nos riachos

florestados de Ceratopogonidae (provavelmente do tipo *Bezzia*), grupo característico de locais mais preservados (Patrick e Palavage 1994). Outro grupo de predador dominante nesse tipo de entorno foi *Anacroneuria*, gênero de Plecoptera também característico de lugares mais conservados (Torres e Resende 2012).

Quanto à distribuição dos riachos na análise de redundância levando em consideração os grupos funcionais de alimentação e as variáveis ambientais em conjunto, o agrupamento da maioria dos riachos florestados reforça a menor amplitude de variação das variáveis ambientais nesses locais. A não significância da influência de material alóctone na distribuição dos pontos na RDA pode ser um indicativo de que, apesar dos riachos de pastagem e intermediários não possuírem valores tão altos desse material, ele pode estar sendo carreado de trechos florestados localizados a montante.

O maior porcentual de substrato fino e de vegetação nas margens encontrado nos riachos de pastagem pode ser a causa da maior quantidade de predadores encontrados nessas áreas, uma vez que a falta de proteção de um substrato mais grosseiro e maior disponibilidade de esconderijo na vegetação geram uma maior exposição das presas aos predadores que utilizam a vegetação como local de emboscada (Milesi et al. 2016). Além disso, esta vegetação serve como local de abrigo e alimentação para uma fauna diversificada e abundante de coletores e filtradores.

Assim, a abordagem funcional utilizada no presente trabalho permitiu comprovar a propriedade do uso de macroinvertebrados como indicadores ecológicos da qualidade do habitat em função do nível de preservação da mata ripária, quando analisados em conjunto com variáveis do ambiente direta ou indiretamente relacionadas com os mecanismos de coleta do alimento. Uma relação forte entre riachos com retirada da mata ripária e algumas características do habitat relacionadas com perda de qualidade ambiental, como menor entrada de material alóctone e maior de substrato fino, pode ser estatisticamente comprovada. Estas características, associadas à presença de maior quantidade de vegetação nas margens, estiveram correlacionadas com maior abundância de coletores, filtradores e predadores nos riachos com mata ripária alterada.

Referências

Allan, J.D. 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257–284.

Anbumozhi, V., J. Radhakrishnan e E. Yamaji. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecol. Eng*. 24: 517–523.

Anderson, M.J., R.N. Gorley, e K.R. Clarke. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: guide to Software and Statistical Methods*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.

Barella, W., M. Petrere-Jr, W.S Smith e L.F.A Montag. 2000. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: R.R. Rodrigues e H.F. Leitão Filho (eds.), *Matas ciliares Conservação e Recuperação*. pp. 187–207.

Baptista, D.F., D.F. Buss, L.G. Dias, J.L. Nessimian, E.R. da Silva, A.H.A. de Moraes Neto, S.N. de Carvalho, M.A. de Oliveira e L.R. Andrade. 2006. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim*. 42(2): 87–96.

Brandimarte, A.L., G.Y. Shimizu, M. Anaya e M.L. Kuhlmann. 2004. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: C.E.M. Bicudo e D.C. Bicudo. (org.), *Amostragem em limnologia*. São Carlos: Rima. Pp. 213–230.

Brasil, L.S., L. Juen, J.D. Batista, M.G. Pavan e H.S.R. Cabette. 2014. Longitudinal Distribution of the Functional Feeding Groups of Aquatic Insects in Streams of the Brazilian Cerrado Savanna. *Neotrop. Entomol*. 43: 421–428.

Bueno, A.A.P., G. Bond-Buckup e B.D.P. Ferreira. 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d´água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Zool*. 20: 115–125.

Callisto, M., P. Moreno e F.A.R. Barbosa. 2001a. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Rev. Bras. Biol*. 61: 259–266.

Callisto, M., M. Moretti e M. Goulart. 2001b. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. *Rev. Bras. Recur. Hídricos*. 6: 71–82.

Carvalho, E.M. De e V.S. Uieda. 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool*. 21: 287–293.

Casatti, L. 2010. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotrop*. 10: 31–34.

Casatti, L., F.B. Teresa, T. Gonçalves-Souza, E. Bessa, A.R. Manzotti, C. da S. Gonçalves e J. de O. Zeni. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotrop. Ichthyol*. 10: 205–214.

Castro, D.M.P. de, D.R. de Carvalho, P. dos S. Pompeu, M.Z. Moreira, G.B. Nardoto e M. Callisto. 2016. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *PLoS One*. 11: 1–19.

Cheshire, K., L. Boyero e R.G. Pearson. 2005. Food webs in tropical Australian streams: Shredders are not scarce. *Freshw. Biol*. 50: 748–769.

Clarke, K.R. e R.N. Gorley. 2006. *Primer v6: user manual/tutorial*.

Cummins, K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annu. Rev. Entomol*. 18: 183–206.

Cummins, K.W., M.A. Wilzbach, D.M. Gates, J.B. Perry e W.B. Taliaferro. 1989. Shredders and Riparian Vegetation. *BioScience*. 39(1): 24–30.

Cummins, K.W., R.W. Merritt e P.C Andrade. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ*. 40: 69–89.

Davies-Colley, R.J., C.W. Hickey, J.M. Quinn e P.A. Ryan. 1992. Effects of clay discharges on streams. 1. Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia.* 248: 215–234.

Domínguez, E. e H.R. Fernández. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos - Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Fautin, D.G. e S.L. Romano. 1997. Cnidaria. Sea anemones, corals, jellyfish, sea pens, hydra. The Tree of Life Web Project, 1997. Disponível em: <http://tolweb.org/Cnidaria/2461/1997.04.24>. Acesso em: março de 2017.

Fierro, P., C. Bertrán, J. Tapia, E. Hauenstein, F. Peña-Cortés, V. Vergara, C. Cerna e L. Vargas-Chacoff. 2017. Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Sci. Total Environ*. 609: 724–734.

Fonseca, D.G. e M.O. Tanaka. 2015. Influence of an exotic grass on benthic macroinvertebrate communities in a tropical rural landscape. *Hydrobiologia*. 762: 239–251.

Fu, L., Y. Jiang, J. Ding, Q. Liu, Q-Z. Peng e M-Y. Kang. 2015. Impacts of land use and environmental factors on macroinvertebrate functional feeding groups in the Dongjiang River basin, southeast China. *J. Freshw. Ecol*. 31: 21–35.

Gonçalves, J.F., M.A.S. Graça e M. Callisto. 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *J. North Am. Benthol. Soc*. 25: 344–355.

Guetti, P.F. 1986. *I macroinvertebrati nell'analisi di qualitá dei corsi d'acqua: manuale di applicazione*. S. Michele all'Adige.

Hepp, L.U. e S. Santos. 2009. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environ. Monit. Assess*. 157: 305–318.

Hintz, W.D. e T. Wellnitz. 2013. Current velocity influences the facilitation and removal of algae by stream grazers. *Aquat. Ecol*. 47: 235–244.

Irons III, J.G., M.W. Oswood, R.J Stout e C.M. Pringle. 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: Is temperature really important? *Freshw. Biol*. 32: 401–411.

Jackson, D.A. 1993. Stopping Rules in Principal Components Analysis: A Comparison of Heuristical and Statistical Approaches. *Ecology*. 74: 2204–2214.

Kuhlmann, M.L., G. Johnscher-Fornasaro, L.L. Ogura e H.R.V. Imbimbo. 2012. *Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do Estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB.

Lopretto, E.C. e G. Tell. 1995. *Ecossistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio*. Argentina

Menezes, S., D.J. Baird e A.M.V.M. Soares. 2010. Beyond taxonomy: A review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *J. Appl. Ecol*. 47: 711–719.

Merritt, R.W. e K.W. Cummins. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt, Dubuque.

Milesi, S.V., S. Dolédec e A.S. Melo. 2016. Substrate heterogeneity influences the trait composition of stream insect communities: an experimental in situ study. *Freshw. Sci*. 35: 1321–1329.

Mugnai, R., J.L. Nessimian e D.F. Baptista. 2010. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos*. Technical Books Editora.

Nakova, E., F.E. Linnebank, B. Bredeweg, P. Salles e Y. Uzunov. 2009. The river Mesta case study : A qualitative model of dissolved oxygen in aquatic ecosystems. *Ecol. Inform.* 4: 339–357.

Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O´Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M.H.H. Stevens e H. Wagner. 2013. *Vegan: community ecology package*. Version 2.4-3. R Project for statistical computing.

Oliveira, P.C. dos R., M.G. Nogueira e L.P. Sartori. 2014. Differential environmental impacts on small and medium size rivers from center of São Paulo State, Brazil, and regional management perspectives. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 26(4): 404-419.

Oliveira, A.L.H. de e J.L. Nessimian. 2010. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. *Acta Limnol. Bras*. 22: 424–441.

Palmer, C., J. Keeffe e A. Palmer. 1993. Macroinvertebrate functional feeding groups in the middle and lower reaches of the Buffalo River, eastern Cape, South Africa. II. Functional morphology and behaviour. *Freshw. Biol*. 29: 455–462.

Patrick, R. e D.M. Palavage. 1994. The Value of Species as Indicators of Water Quality. *Acad. Nat. Sci*. 145: 55–92.

Pennak, R.W. 1978. *Fresh-water invertebrates of United States*. John Wiley & Sons, New York.

R Development Core Team. 2016. *R: A language and environment for statistical computing*.

Ramirez, A. e P.E. Gutiérrez-Fonseca. 2014. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America : A critical analysis and review of existing literature. *Rev. Biol. Trop.* 62: 155–167.

Rier, S.T. e D.K. King. 1996. Effects of inorganic sedimentation and riparian clearing on benthic community metabolism in an agriculturally-disturbed stream. *Hydrobiologia.* 339: 111–121.

Rosemond, A.D., C.M. Pringle e A. Ramírez. 1998. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. *Freshw. Biol*. 39: 515–523.

Schwoerbel, J. 1975. *Métodos de hidrobiologia*. H. Blume ediciones, Madrid

Shaftel, R.S., R.S. King e J.A. Back. 2011. Breakdown rates, nutrient concentrations, and macroinvertebrate colonization of bluejoint grass litter in headwater streams of the Kenai Peninsula, Alaska. *J. North Am. Benthol. Soc*. 30: 386–398.

Shimano, Y., F.F. Salles, L.R.R. Faria, H.S.R. Cabette e D.S. Nogueira. 2012. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Iheringia Série Zool*. 102: 187–196.

Silveira, M.P., D.F. Buss, J.L. Nessimian e D.F. Baptista. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a Southeastern Brazilian river. *Braz. J. Biol*. 66: 623–632.

Suriano, M.T. e A.A. Fonseca-Gessner. 2004. Chironomidae (Diptera) Larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo state, Brazil. *Acta Limnol. Bras*. 16: 129–136.

Torres, S.H.S. e D.L.M.C. Resende. 2012. Distribuição temporal e espacial de Plecoptera em um córrego no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Sul de Minas Gerais. *Enciclopédia Biosf.* 8: 1189–1200.

Uieda, V.S. e R.L. Motta. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnol. Bras*. 19: 15–30.

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell e C.E. Cushing. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 37: 130–137.

Vasconcelos, M. de C. e A.S. Melo. 2008. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia*. 610: 321–329.

Wantzen, K.M. 2006. Physical pollution: Effects of gully erosion on benthic invertebrates in a tropical clear-water stream. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst*. 16: 733–749.

Wantzen, K.M. e R. Wagner. 2006. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical – temperate comparison. *J. North Am. Benthol. Soc*. 25: 216–232.

Wantzen, K.M., R. Wagner, R. Suetfeld e W.J. Junk. 2002. How do plant–herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? *Verh. Internat. Verein. Limnol*. 28: 815–821.

Apêndice eletrônico

Tabela A1. Caracterização dos riachos amostrados em seis microbacias, localizadas no município de Avaré, e em três tipos de entorno da vegetação ripária.

Tabela A2. Unidades taxonômicas operacionais (UTO's identificadas até o menor nível taxonômico possível), grupos funcionais de alimentação (FFG) e referências utilizadas (Refer). Para algumas famílias de insetos aquáticos não foi possível identificar todos os exemplares ao nível de gênero (n.i.). FFG: Co-coletor, Fi-filtrador, Fr-fragmentador, Pr-Predador, Ra-raspador. L-larva; A-adulto. Refer: 1-Pennak (1978), 2-Merritt e Cummins (1984), 3-Cummins et al. (1989), 4-Callisto et al. (2001a), 5-Cummins et al. (2005), 6-Baptista et al. (2006), 7-Domínguez e Fernández (2009), 8-Oliveira e Nessimian (2010), 9-Shimano et al. (2012), 10-Brasil et al. (2014), 11-Ramirez e Gutiérrez-Fonseca (2014), 12-Fautin e Romano (1997).

Tabela A1. Caracterização dos riachos amostrados em seis microbacias, localizadas no município de Avaré, e em três tipos de entorno da vegetação ripária.

Microbacia	Entorno	Riacho	Ordem	Coordenadas	
				S	W
Pedra Preta	Florestado	F1	2ª	23°10’41”	48°44’58”
Pedra Preta	Florestado	F2	3ª	23°08’57”	48°46’12”
Pedra Preta	Florestado	F3	3ª	23°09’12”	48°46’06”
Jacutinga	Florestado	F4	3ª	23°08’07”	48°49’20”
Jacutinga	Florestado	F5	2ª	23°08’31”	48°49’03”
Jacutinga	Florestado	F6	2ª	23°11’23”	48°50’42”
Ponte Alta	Florestado	F7	2ª	23°09’09”	48°53’13”
Ponte Alta	Florestado	F8	2ª	23º09’47”	48°51’08”
Ponte Alta	Florestado	F9	1ª	23°07’50”	48°53’03”
Rochas	Florestado	F10	2ª	23°10’02”	48°54’43”
Pinhal	Florestado	F11	2ª	23°09’05”	48°56’19”
Santa Bárbara	Florestado	F12	2ª	23°08’18”	48°58’56”
Pedra Preta	Pastagem	P1	3ª	23°09’48”	48°46’14”
Pedra Preta	Pastagem	P2	3ª	23°11’50”	48°46’43”
Pedra Preta	Pastagem	P3	2ª	23°10’08”	48°46’55”
Jacutinga	Pastagem	P4	3ª	23°11’44”	48°48’47”
Jacutinga	Pastagem	P5	3ª	23°09’24”	48°48’38”
Jacutinga	Pastagem	P6	2ª	23°08’07”	48°49’58”
Ponte Alta	Pastagem	P7	3ª	23°09’15”	48°52’53”
Ponte Alta	Pastagem	P8	1ª	23°09’03”	48°53’57”
Ponte Alta	Pastagem	P9	2ª	23°08’56”	48°50’34”

(continua)

Tabela A1. Continuação.

Microbacia	Entorno	Riacho	Ordem	Coordenadas	
				S	W
Rochas	Pastagem	P10	2ª	23°08’33”	48°54’30”
Pinhal	Pastagem	P11	1ª	23°08’39”	48°56’25”
Santa Bárbara	Pastagem	P12	2ª	23°08’35”	48°57’21”
Pedra Preta	Intermediário	I1	3ª	23°10’11”	48°46’45”
Pedra Preta	Intermediário	I2	3ª	23°10’06”	48°46’22”
Pedra Preta	Intermediário	I3	3ª	23°11’08”	48°45’40”
Jacutinga	Intermediário	I4	3ª	23°09’26”	48°48’33”
Jacutinga	Intermediário	I5	3ª	23°11’34”	48°50’39”
Jacutinga	Intermediário	I6	2ª	23°10’30”	48°48’31”
Ponte Alta	Intermediário	I7	3ª	23°09’40”	48°53’08”
Ponte Alta	Intermediário	I8	3ª	23°10’29”	48°51’60”
Ponte Alta	Intermediário	I9	2ª	23°08’19”	48°52’23”
Rochas	Intermediário	I10	2ª	23°09’02”	48°55’09”
Pinhal	Intermediário	I11	3ª	23°10’40”	48°56’21”
Santa Bárbara	Intermediário	I12	2ª	23°08’02”	48°58’23”

Tabela A2. Unidades taxonômicas operacionais (UTO's identificadas até o menor nível taxonômico possível), grupos funcionais de alimentação (FFG) e referências utilizadas (Refer). Para algumas famílias de insetos aquáticos não foi possível identificar todos os exemplares ao nível de gênero (n.i.). FFG: Co-coletor, Fi-filtrador, Fr-fragmentador, Pr-Predador, Ra-raspador. L-larva; A-adulto. Refer: 1-Pennak (1978), 2-Merritt e Cummins (1984), 3-Cummins et al. (1989), 4-Callisto et al. (2001a), 5-Cummins et al. (2005), 6-Baptista et al. (2006), 7-Domínguez e Fernández (2009), 8-Oliveira e Nessimian (2010), 9-Shimano et al. (2012), 10-Brasil et al. (2014), 11-Ramirez e Gutiérrez-Fonseca (2014), 12-Fautin e Romano (1997).

UTO's				**FFG**	**Refer**
Platyhelminthes	Turbellaria			Pr	5
Cnidaria	Hydrozoa			Pr	12
Nemertea				Pr	1
Mollusca	Bivalvia			Fi	5
	Gastropoda	Ancylidae		Ra	5
		Hydrobiidae		Ra	5
		Lymnaeidae		Ra	5
		Physidae		Ra	5
		Planorbidae		Ra	5
		Thiaridae		Ra	5
Annelida	Hirudinea			Pr	5
	Oligochaeta			Co	5
Arthropoda	Chelicerata	Acarina		Pr	7
	Crustacea	Amphipoda	*Hyalella*	Fr	5
		Cladocera		Fi	1
		Copepoda	Cyclopoida	Pr	1
			Harpacticoida	Ra	1
		Decapoda	*Aegla castro*	Fr	5
		Isopoda		Fr	3
		Ostracoda		Co	5

(continua)

Tabela A2. Continuação. Arthropoda-Insecta.

UTO's			FFG	Refer
Coleoptera	Curculionidae		Fr (L/A)	2,8,11
	Dryopidae		Fr (L)	5
	Dytiscidae	n.i.	Pr (L)	2,5,11
		Celina	Pr (L)	2
		Laccophilus	Pr (L)	8
		Leuronectes	Pr (L)	5
	Elmidae	*Austrolimnius*	Co (L), Ra (A)	5
		Heterelmis	Co (L), Ra (A)	5
		Hexacylloepus	Co (L), Ra (A)	5
		Macrelmis	Co (L), Ra (A)	5
		Microcylloepus	Co (L), Ra (A)	5
		Neoelmis	Co (L), Ra (A)	5
		Phanocerus	Co (L), Ra (A)	5
		Promoresia	Co (L), Ra (A)	5
	Georisidae		Pr (L)	7
	Gyrinidae	*Gyretes*	Pr (L/A)	5,8,11
	Haliplidae	*Haliplus*	Fr (A)	2,11
	Heteroceridae		Ra (L)	7
	Hydraenidae		Pr (L), Ra (A)	2,11
	Hydrochidae	*Hydrochus*	Co (A)	7
	Hydrophilidae	*Berosus*	Pr (L), Co (A)	2,11
		Derallus	Pr (L), Co (A)	2,11
	Hydroscaphidae		Ra (L/A)	11
	Noteridae	*Suphisellus*	Pr (L)	2,5,11
	Psephenidae	*Psephenopsis*	Ra (L)	2,5,8,11
		Psephenus	Ra (L)	2,5,8,11
	Ptilodactylidae		Fr (L)	2,8,11
	Scirtidae		Co (L)	8
	Staphylinidae		Pr (A)	2,5,7,8
	Torridincolidae		Ra (L)	7
Diptera	Ceratopogonidae	*Atrichopogon*	Co	5
		Bezzia	Pr	2
	Chaoboridae		Pr	2,11
	Chironomidae	Tanypodinae	Pr	2,11
		Orthocladiinae	Co	5
		Chironominae	Co	5
	Culicidae		Fi	5,8
	Dixidae		Co	8,11
	Empididae		Pr	2,5,11
	Muscidae		Pr	2,11
	Psychodidae		Co	2,11
	Simuliidae		Fi	2,5,8
	Stratiomyidae		Co	2,5,8,11
	Syrphidae		Fi	5
	Tabanidae		Pr	2,5,8,11
	Tipulidae		Fr	4,11

(continua)

Tabela A2. Continuação. Arthropoda-Insecta.

UTO's			FFG	Refer
Ephemeroptera	Baetidae	*Americabaetis*	Co	8,11
		Apobaetis	Co	5,9
		Baetodes	Ra	2,6,8,11
		Callibaetis	Co	2,1
		Camelobaetidius	Ra	8
		Cloeoides	Co	5,8,11
		Paracloeoides	Co	5,11
		Tupiara	Co	5,11
		Waltzoyphius	Co	5,11
	Caenidae	*Caenis*	Co	5,11
	Leptohyphidae	*Leptohyphes*	Co	8,9,11
		Traveryhphes	Co	8,9,11
		Tricorythodes	Co	2,8,11
		Tricorythopsis	Co	8,9,11
	Leptophlebiidae	*Askola*	Ra	9,10
		Farrodes	Ra	9,10
		Hagenulopsis	Ra	9,10
		Hylister	Fi	6,9
		Massartella	Ra	9
		Medialaris	Ra	11
		Thraulodes	Ra	9
Hemiptera	Belostomatidae	*Belostoma*	Pr	2,5,11
	Corixidae	*Ectemnostega*	Ra	5
	Gerridae	*Trepobates*	Pr	2,11
	Hebridae	*Hebrus*	Pr	2,11
		Merragata	Pr	2,11
	Mesoveliidae		Pr	11
	Naucoridae	*Ambrysus*	Pr	2,5,11
		Limnocoris	Pr	2,5,8,11
		Placomerus	Pr	5,11
		Procryphocricus	Pr	5,11
	Notonectidae	*Martarega*	Pr	2,11
	Veliidae	*Rhagovelia*	Pr	2,11
Lepidoptera	Crambidae	*Argyractis*	Fr	2,8,11
		Paraponyx	Fr	2,8,11
		Petrophila	Ra	2,5
Megaloptera	Corydalidae	*Corydalus*	Pr	2,5,8,11
Odonata	Aeshnidae	*Aeshna*	Pr	2,5,11
		Castoraeschna	Pr	2,5,11
		Gynacantha	Pr	2,5,11
		Staurophlebia	Pr	2,5,11
	Calopterygidae	*Hetaerina*	Pr	2,5,8,11
	Coenagrionidae	*Argia*	Pr	2,5,8,11
		Leptagrion	Pr	2,5,11
	Corduliidae	*Navicordulia*	Pr	2,5,11
	Gomphidae	*Progomphus*	Pr	2,5,8,11

(continua)

Tabela A2. Continuação. Arthropoda-Insecta.

UTO's			FFG	Refer
	Libellulidae	*Brechmorhoga*	Pr	2,5,8,11
		Dythemis	Pr	2,5,11
		Elasmothemis	Pr	2,5,11
		Perithemis	Pr	2,5,11
	Megapodagrionidae	*Heteragrion*	Pr	2,5,11
	Perilestidae	*Perilestes*	Pr	2,5,11
	Pseudostigmatidae	*Microstigma*	Pr	2,5,11
Plecoptera	Gripopterygidae	*Paragripopteryx*	Fr	5,8
		Tupiperla	Fr	5
	Perlidae	n.i.	Pr	2,5
		Anacroneuria	Pr	2,8
Trichoptera	Calamoceratidae	*Phylloicus*	Fr	2,8,10
	Glossosomatidae	*Culoptila*	Ra	2,5,11
		Mexitrichia	Ra	5,11
		Mortoniela	Ra	5,11
		Protoptila	Ra	2,5,11
	Helicopsychidae	*Helicopsyche*	Ra	2,5,10,11
	Hydrobiosidae	n.i.	Pr	2,5,8,11
		Atopsyche	Fi	2,5,11
	Hydropsychidae	*Leptonema*	Fi	2,5,8,10
		Macronema	Fi	5,8
		Macrostemum	Fi	5,10
		Smicridea	Fi	2,5,8
	Hydroptilidae	*Abtrichia*	Ra	11
		Alisotrichia	Ra	11
		Hydroptila	Ra	2,11
		Metrichia	Ra	11
		Neotrichia	Ra	2,11
		Ochrotrichia	Co	2,11
		Oxyethira	Co	11
	Leptoceridae	*Nectopsyche*	Fr	5,8
		Oecetis	Pr	5,8,10
		Triplectides	Fr	5,8,10
	Philopotamidae	*Chimarra*	Fi	2,5,8,10,11
		Dolophilodes	Fi	2,5,11
		Wormaldia	Fi	2,5,8,11
	Xiphocentronidae	*Xiphocentron*	Co	2,11