

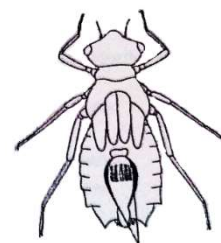
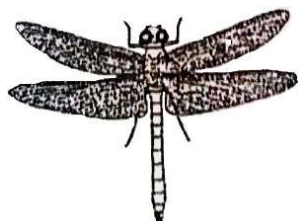
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA –“ JÚLIO DE MESQUITA FILHO”



UNESP

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS – BOTUCATU

PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS -ZOOLOGIA

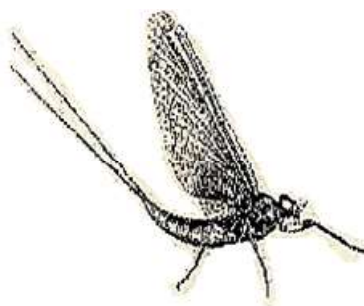
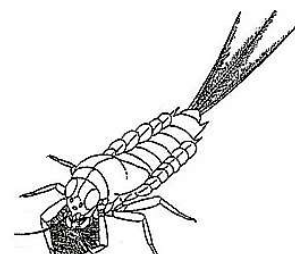


Dissertação de Mestrado

**Estrutura da fauna de invertebrados bentônicos de dois riachos
da Bacia do Rio Paranapanema (São Paulo, Brasil)**

Maria Ines Bulgari Alves

Orientadora: Profa. Adj. Virgínia Sanches Uieda



BOTUCATU – SP

2017

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA

**Estrutura da fauna de invertebrados bentônicos de dois riachos
da Bacia do Rio Paranapanema (São Paulo, Brasil)**

Maria Ines Bulgari Alves

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 Biológica – Área de concentração: Zoologia.

BOTUCATU – SP

2017

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

Alves, Maria Ines Bulgari.

Estrutura da fauna de invertebrados bentônicos de dois riachos da Bacia do Rio Paranapanema (São Paulo, Brasil) / Maria Ines Bulgari Alves. - Botucatu, 2017

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Virginia Sanches Uieda

Capes: 20500009

1. Inseto aquático. 2. Invertebrado de água doce. 3. Macroinvertebrados bentônicos. 4. Variação (Biologia). 5. Paranapanema, Rio, Bacia (SP e PR)

Palavras-chave: Insetos aquáticos; Invertebrados bentônicos ; Variação espacial ; Variação temporal; Vegetação ripária.

Dedico este trabalho aos meus pais Aparecida e Luiz, meus irmãos e irmãs e a minha avó Zulmira pelo amor que sempre me deram.

AGRADECIMENTOS

Á Deus, pela conquista e fé. Nada nesse mundo pode ser tão perfeito quanto a criação divina. Fé e esperança sempre!

À professora Virgínia Sanches Uieda, por todos os ensinamentos, paciência, por me acolher, e por toda a dedicação e ética profissional.

Aos meus pais Aparecida Bulgari e Luiz Carlos Alves, pelo amor e apoio.

Á minha Vovozinha mais linda Zulmira Bulgari, por todo carinho e amor.

Aos meus irmãos Alex Bulgari, Wagner Bulgari, Luiz -Júninho, Patricia Bulgari e Karina Bulgari

Á André Renato Chiampe, por todos os dias de companheirismo, por todo apoio e amor.

Á Família Silva, que me acolheu como filha todos esses anos, principalmente a Nilza Ribeiro que sempre me ajudou e socorreu.

Agradeço as amigas de coração, dizem que quem tem um amigo tem tudo e sou grata por ter vocês meninas: Aline Sousa, Tania, Camila, Aline Melo, Joice Oliveira, Carla Campos e Angélica Ribeiro, Viviane Araújo.

Á Débora Cristina, pela irmandade, carinho, broncas, conselhos e por sempre torcer pelo meu sucesso.

Á Marina Gimenez, pela amizade, apoio, conversas e principalmente pelo companheirismo.

Á Ana Liz, por me ensinar que tudo na vida tem que ter calma, delicadeza e tolerância, e que tudo pode ser desonra para você e para sua vaca!

Aos meus colegas de laboratório, Fernando, Pedro, Bruno, Erika, Larissa e Lidiane, por todas as conversas, risadas, dias de campo, e principalmente pelo companheirismo.

Á os Professores do departamento de Zoologia.

Á Franciele pela amizade.

Á Jú Pomari pela amizade e conselhos.

Á Milena, pela amizade, conselhos e ombro amigo.

À amiga Geslaine, pela força e inspiração do universo.

À os amigos de departamento Ana Maria, Dani, Luana, Maria Carolina, Paula, Marina, Lais, Ana V, Carolzinha, Raphael G, Ana E, Joice, Aline S, Camila, Cabelo, Valter e James pelos momentos de café.

Ào Professores Ricardo Fujihara e Nádia Caldato, pelos conselhos e amizade.

Ào meu padrinho Hermeto pela ajuda e por incentivar essa carreira

Aos técnicos Hamilton A. Rodrigues e Silvio C. de Almeida, pelo apoio nos trabalhos de campo, conversas e principalmente pela sabedoria.

À secretaria Juliana, que sempre esteve disponível para me ajudar.

À dona Maria, pela amizade e carinho.

À todos que direta ou indiretamente me auxiliaram a realizar essa trajetória.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida.

Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes".

(Marthín Luther Kíng)

SUMÁRIO

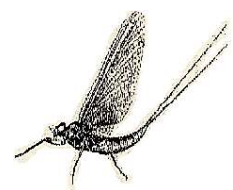
Resumo Geral.....	1
Introdução Geral.....	2
 Capítulo I – Estrutura da fauna de invertebrados bentônicos amostrados em trechos de riachos com diferenças na integridade da vegetação ripária	 9
Resumo.....	10
Introdução.....	11
Área de estudo.....	12
Material e Métodos.....	12
Resultados.....	14
Discussão.....	15
Referências.....	18
Figuras.....	23
Tabelas.....	28
 Capítulo II - Estrutura do habitat e sua relação com as assembleias de invertebrados bentônicos em dois riachos sub-tropicais	 35
Resumo.....	36
Introdução.....	37
Material e Métodos.....	38
Resultados.....	40
Discussão.....	42
Referências.....	45
Figuras.....	49
Tabelas.....	56
Anexo.....	62
 Conclusões Gerais	 67

RESUMO GERAL

A remoção da vegetação ripária pode ser uma importante causa de redução da diversidade e alterações na distribuição de invertebrados bentônicos ao longo do curso de riachos. O presente trabalho foi realizado em trechos de terceira ordem de dois riachos, um trecho com mata ripária (fechado) e outro sem (aberto) em cada riacho, e em dois meses da estação seca de dois anos consecutivos, a fim de verificar possíveis alterações espaciais e temporais na estrutura da fauna de invertebrados bentônicos. Também foram coletados dados de 12 variáveis ambientais e analisados junto com a abundância da fauna com o objetivo de verificar a interação entre estes dois grupos de dados na diferenciação entre as quatro amostras realizadas (dois trechos e dois anos, por riacho). A manutenção ou retirada da vegetação ripária não atuou isoladamente sobre a estrutura da fauna de invertebrados bentônicos, a qual foi também influenciada pela posição (montante ou jusante) do trecho fechado e por características estruturais próprias de cada trecho estudado, como presença de intervenções antrópicas nas proximidades (açudes) e tipo de substrato do leito. No riacho que apresenta o trecho fechado a montante, a mata contribui com matéria orgânica em suspensão e detritos vegetais para o trecho aberto a jusante, aumentando a oferta de abrigo e alimento para a fauna, diversificada e abundante nos dois trechos. Por outro lado, a grande quantidade de macrófitas no trecho aberto, localizado a montante no outro riacho, proporciona um mesohabitat heterogêneo para uma fauna diversificada e abundante. Porém, o trecho fechado deste mesmo riacho sofre uma perda de qualidade ambiental e forte redução na riqueza e abundância da fauna, decorrentes do tamponamento do leito com substrato arenoso-lodoso carregado do trecho montante, onde a forte correnteza, a presença de solo exposto nas margens e de um açude contribuem com o arraste deste substrato fino, homogeneizando o leito e reduzindo a heterogeneidade espacial. As análises de ordenação, correlação e similaridade dos dois conjuntos de dados (ambiente e fauna) indicaram uma forte interação entre diferentes variáveis na estruturação da fauna de invertebrados, mas com poucos grupos apresentando maior força de interação com algumas características específicas. Assim, mesmo não sendo uma atividade fácil detectar a relação entre a variação das características do habitat e a estrutura desta fauna, pois a interação entre vários parâmetros pode maquiar as possíveis diferenças em diferentes escalas, as análises realizadas no presente trabalho permitiram ao mesmo tempo isolar e relacionar as variáveis analisadas e definir padrões de distribuição espacial e temporal.

Palavras-chave: insetos aquáticos, variação espacial, variação temporal, vegetação ripária.

Introdução geral



INTRODUÇÃO GERAL

Nos ambientes de água doce do Brasil existe uma grande biodiversidade, principalmente na região sul e sudeste, a qual vem sofrendo um declínio em função de diversos impactos, como poluição, eutrofização, assoreamento, represamento, pesca e introdução de espécies exóticas (Agostinho et al., 2005). No sudeste do Brasil, o impacto sobre estes habitats é maior ainda em função da substituição da vegetação ripária por monoculturas, como cana-de-açúcar e pastagem (Paula e Fonseca-Gessner, 2010). Estes impactos podem alterar as condições tanto físicas como químicas do corpo d'água e podem vir a influenciar a estrutura e o padrão de distribuição das comunidades aquáticas (Kikuchi e Uieda, 1998; Allan, 2004).

A degradação da vegetação ripária pode levar a uma grande perda na qualidade do habitat, pois pode causar instabilidade nas margens e aumentar o assoreamento, simplificando o habitat e reduzindo os recursos disponíveis para a fauna devido à redução da entrada de material alóctone (Barrella et al., 2001; Allan, 2004), que são utilizados pela fauna de invertebrados bentônicos como recurso alimentar e abrigo (Uieda e Motta, 2007).

Porém, no geral diversos outros fatores, seja de alterações naturais ou de alterações antrópicas, atuam em conjunto sobre a estruturação da fauna bentônica de água doce (Resh e Rosenberg, 1984). Esta fauna é composta por diversos grupos animais, como anelídeos, moluscos e diversos grupos de artrópodes (Hauer e Resh, 1996), com importante papel na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia do ecossistema (Bueno et al., 2003).

Além disso, podem ser utilizados como bioindicadores de qualidade da água, pois refletem a saúde do ambiente e permitem uma medida ampla dos impactos ocorridos, pois integram os efeitos de diversos fatores tanto ambiental como estrutural do habitat (Bueno et al., 2003; Iliopoulou-Georgudaki et al., 2003; Amorim e Castillo, 2009), reagindo às mudanças na qualidade da água com alteração na sua organização estrutural e funcional (Buss et al., 2003). Por esse motivo são muito utilizados em programas de biomonitoramento (Goulart e Callisto 2003, Iliopoulou-Georgudaki et al. 2003, Monteiro et al. 2008, Amorim e Castillo 2009, Gibbins et al. 2010, Johnson e Ringler 2014, Ruaro et al. 2016).

O levantamento de dados ambientais no entorno e no leito de riachos pode ser utilizado como indicador para os níveis de degradação ambiental e comparado com a estrutura e distribuição da fauna, com objetivo de verificar se existem padrões nítidos e relacionados de respostas do habitat e da fauna frente a padrões de variações espaciais e temporais (Leung e Dudgeon, 2011).

Objetivos

A estrutura da fauna de invertebrados bentônicos e do ambiente foram estudadas em dois riachos com diferentes características ao longo de sua extensão. Dois trechos foram amostrados em dois riachos, um com presença e outro com ausência de vegetação ripária, com o objetivo de verificar possíveis alterações espaciais na estrutura da assembleia de invertebrados bentônicos. As amostras foram realizadas em dois meses da estação seca de dois anos consecutivos, com o objetivo de verificar também possíveis alterações temporais na estrutura do ambiente e da fauna.

As seguintes questões foram abordadas:

1. A fauna de invertebrados bentônicos responde aos agentes estressores decorrentes de alterações no entorno dos riachos?
2. As respostas do habitat e da fauna frente a padrões de variações espaciais e temporais são concordantes?

Apresentação da dissertação

Para facilitar a apresentação e discussão dos dados, a dissertação será apresentada em dois capítulos, redigidos nos moldes de manuscritos a serem submetidos à publicação.

Capítulo I - Estrutura da fauna de invertebrados bentônicos amostrados em trechos de riachos com diferenças na integridade da vegetação ripária.

Neste capítulo avaliamos a estrutura da fauna de invertebrados bentônicos em trechos de riachos com diferenças na integridade do habitat, relacionadas principalmente com a retirada da mata ripária, com o objetivo de analisar a resposta desta fauna aos estressores decorrentes desta alteração no entorno dos riachos.

Capítulo II- Estrutura do habitat sua relação com as assembleias de invertebrados bentônicos em dois riachos sub-tropicais

Neste capítulo analisamos a importância relativa de diferentes fontes e escalas de variabilidade espacial e temporal sobre a estrutura das assembleias de invertebrados bentônicos.

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em dois riachos localizados na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, ambos pertencendo à bacia do Rio Paranapanema, com o Córrego Itaúna localizado no Município de Itatinga e o Córrego dos Farias localizado no Município de Avaré.

O Córrego Itaúna é um afluente do Ribeirão dos Veados (afluente da margem direita do Rio Paranapanema), o qual nasce na Cuesta de Botucatu, dentro da Área de Proteção Ambiental (APA Botucatu). Neste córrego, o trabalho foi desenvolvido em um trecho com presença de vegetação ripária nas margens e substrato predominantemente rochoso (“fechado”) e em um trecho sem esta vegetação e localizado em região de pastagem (“aberto”, a jusante), com gramíneas abundantes nas margens e adentrando o leito (Figura 1).

O Córrego dos Farias é um afluente do Ribeirão Lageado (afluente da margem esquerda do Rio Pardo) e está localizado no Parque Ecológico Mac Lee, situado na Área de Proteção Ambiental de Avaré, o qual possui cerca de 30 ha de remanescentes florestais, áreas com diversos tipos de intervenções antrópicas, ambientes de várzea e cerrado. Neste córrego, o trabalho foi desenvolvido em um trecho com mata ripária na margem direita, gramíneas entremeadas com plantio de árvores para recuperação da mata na margem esquerda e substrato arenoso-lodoso (trecho fechado), e em um trecho sem esta vegetação (aberto, localizado a montante), com banco de macrófitas forrando o leito de cascalho (*Egeria* spp.) e elevado percentual de solo exposto nas margens (Figura 2).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A.A., S. Thomaz, and L.C. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257-284.
- Amorim, A.C.F. and A.R. Castillo. 2009. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água do baixo Rio Perequê, Cubatão, São Paulo, Brasil. *Biodiversidade Pampeana* 7: 16-22
- Barrella, W., M. Petrere-JR, W.S. Smith and L.F.A. Montag. 2001. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: R.R. Rodrigues and H.F. Leitão Filho (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP, São Paulo. pp. 187-207.

- Bueno, A.A.P., G. Bond-Buckup and B.D.P., Ferreira. 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(1): 115-125.
- Buss, D.F., D.F. Baptista and J.L., Nessimian. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Caderno Saúde Pública*, 19(2): 465-473.
- Gibbins, C.N., D. Vericat and R.J. Batalla. 2010. Relations between invertebrate drift and flow velocity in sand-bed and riffle habitats and the limits imposed by substrate stability and benthic density. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29(3): 945-958.
- Goulart, M. and M. Callisto. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*. 2: 1-9.
- Hauer, F.R. and V.H. Resh. 1996. Benthic macroinvertebrates. In: F.R. Hauer and G.A. Lamberti (Eds.). *Methods in stream ecology*, Academic Press, San Diego. pp. 339-369.
- Iliopoulou-Georgudaki, J., V. Kantzaris, P. Katharios, P. Kaspiris, T. Georgiadis and B. Montesantou. 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecol. Indic.* 2(4): 345-360.
- Johnson, S. L. and N.H. Ringler. 2014. The response of fish and macroinvertebrate assemblages to multiple stressors: a comparative analysis of aquatic communities in a perturbed watershed (Onondaga Lake, NY). *Ecol. Indic.* 41: 198-208.
- Monteiro, T.R., L.G. Oliveira and B.S. Godoy. 2008. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. *Oecologia Brasiliensis*. 12 (3): 553-563.
- Kikuchi, R.M. and V.S. Uieda. 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: J.L. Nessimian and A.L. Carvalho (eds.). *Ecologia de Insetos Aquáticos*. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil, Série *Oecologia Brasiliensis*, vol V. pp. 157-173.
- Leung, A.S.L. and D. Dudgeon. 2011. Scales of spatiotemporal variability in macroinvertebrate abundance and diversity in monsoonal streams: detecting environmental change. *Freshwater Biology*. 56: 1193-1208.
- Paula, M.C.A and A.A. Fonseca-Gessner. 2010. Macroinvertebrates in low-order streams in two fragments of Atlantic Forest in different states of conservation, in the State of São Paulo (Brazil). *Braz. J. Biol.* 70(3): 899-909.
- Resh, V.H. and D.M. Rosenberg. 1984. *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers, New York

- Ruaro, R., E.A. Gubiani, A.M. Cunico, Y. Moretto and P.A. Piana. 2016. Comparison of fish and macroinvertebrates as bioindicators of Neotropical streams. *Environ. Monit. Assess.* 188(45): 2-13.
- Uieda, V.S. and R.L. Motta. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnol. Bras.* 19: 15-30.



Figura 1. Imagem de satélite (Google Earth) indicando o trajeto do Córrego Itaúna (linha azul) e os dois locais estudados: 1- “trecho fechado” ($23^{\circ}09'39,7''\text{S}$; $48^{\circ}37'54,9''\text{W}$) a montante, com mata ciliar densa, e 2- “trecho aberto” ($23^{\circ}09'58,2''\text{S}$; $48^{\circ}37'33,0''\text{W}$) em área de pastagem.

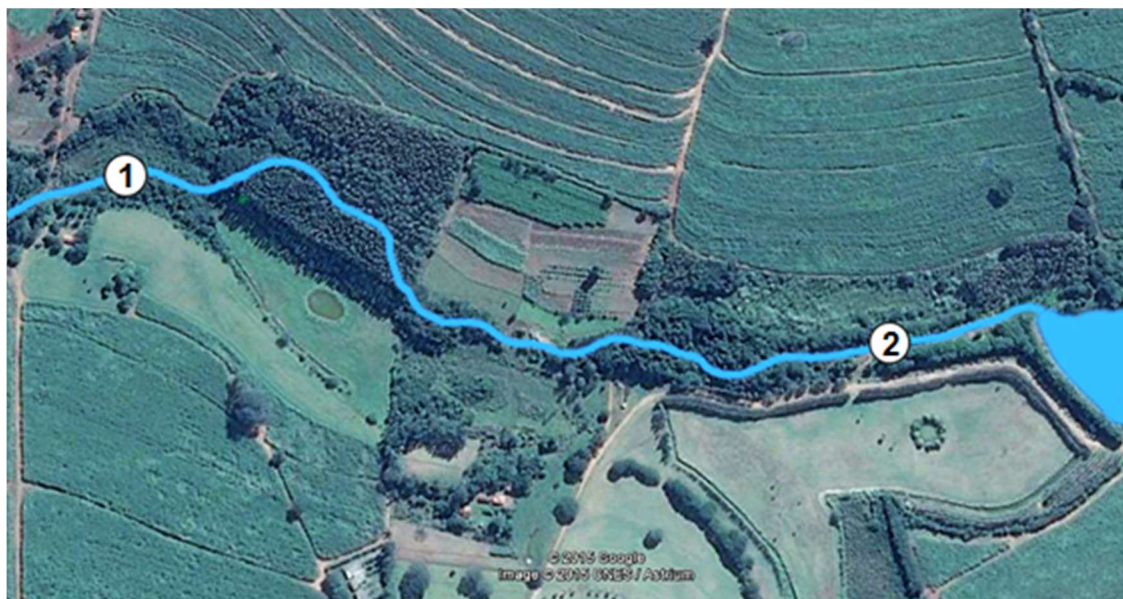
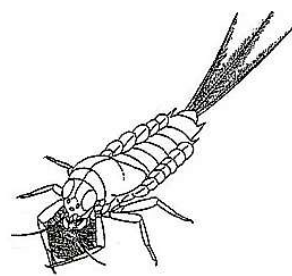


Figura 2. Imagem de satélite (Google Earth) indicando o trajeto do Córrego dos Farias (linha azul) e os dois locais estudados: 1- “trecho fechado” ($23^{\circ}01'12,0''\text{S}$; $48^{\circ}55'33,5''\text{W}$) a jusante, com mata ciliar mais íntegra, e 2- “trecho aberto” ($23^{\circ}01'16,5''\text{S}$; $48^{\circ}55'06,9''\text{W}$), sem vegetação ciliar e com um açude a montante.



Capítulo I

CAPÍTULO I

ESTRUTURA DA FAUNA DE INVERTEBRADOS BENTÔNICOS AMOSTRADOS EM TRECHOS DE RIACHOS COM DIFERENÇAS NA INTEGRIDADE DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA

Apresentado nas normas da revista *Acta Limnologica Brasiliensia*, na qual este trabalho será submetido à publicação.

Estrutura da fauna de invertebrados bentônicos amostrados em trechos de riachos com diferenças na integridade da vegetação ripária

RESUMO

Resumo: Objetivo: O objetivo deste trabalho foi verificar a existência de relação entre a presença ou não da mata e a estrutura da fauna de invertebrados bentônicos em dois riachos de terceira ordem, pertencentes a bacia do Rio Paranapanema. **Métodos:** Os invertebrados foram coletados com amostrador Surber em dois trechos de cada riacho, um com presença de vegetação ripária (fechado) e outro sem (aberto). As coletas foram realizadas na estação seca de dois anos consecutivos. **Resultados:** Os dois riachos apresentaram grande semelhança na composição da fauna, com maior abundância de insetos aquáticos, representados principalmente pelas ordens Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera e Coleoptera, provavelmente por pertencerem à mesma bacia hidrográfica, pela proximidade geográfica e pelas dimensões semelhantes. No Córrego Itaúna, o trecho aberto está localizado em área de pastagem e recebe o aporte de matéria orgânica em suspensão e na forma de detritos vegetais carregados do trecho fechado a montante, material que é retido pelo capim marginal, oferecendo abrigo e alimento para a fauna, diversificada e abundante nos dois trechos. Para o Córrego dos Farias, o trecho aberto apresenta uma fauna diversificada e abundante em função da grande quantidade de macrófitas enraizadas no leito, favorecida pela maior luminosidade, substrato este que oferece abrigo e local de alimentação para os invertebrados. Por outro lado, a maior quantidade de solo exposto nas margens e a presença de açudes acima deste trecho vão contribuir com grande quantidade de sedimento fino, carregado pela correnteza forte em direção ao trecho fechado a jusante, onde este sedimento tampona o substrato rochoso, reduzindo a qualidade e estabilidade do substrato e, conseqüentemente, reduzindo a diversidade da fauna. **Conclusões:** Para os dois riachos a estrutura da fauna de invertebrados não foi influenciada somente pela mata do entorno, mas também pela posição (montante ou jusante) do trecho fechado e por características estruturais próprias de cada trecho estudado, como presença de intervenções antrópicas nas proximidades (açudes) e tipo de substrato do leito.

Palavras-chave: insetos aquáticos; intervenções antrópicas; macrófitas; variação espacial.

1. Introdução

Ambientes lóticos possuem ao longo de seu curso trechos com condições diversas, tanto físicas como químicas, que podem influenciar a distribuição das comunidades aquáticas (Hynes, 1970; Resh & Rosenberg 1984; Allan, 1995). Um dos fatores que pode desempenhar um papel importante na estrutura dos ambientes lóticos e na composição da fauna de invertebrados bentônicos é a vegetação ripária (Hepp et. al., 2016). A presença desta vegetação auxilia na preservação da integridade do habitat, evitando erosão das margens, reduzindo o assoreamento do leito e o aumento da temperatura da água (Barrella et. al., 2001; Allan, 2004). Além disso, constitui uma importante fonte de material alóctone, recurso utilizado como abrigo e alimento pela fauna aquática (Uieda & Motta, 2007).

Os invertebrados bentônicos constituem uma fauna abundante e diversificada em ecossistemas lóticos, incluindo representantes de vários grupos, como anelídeos, moluscos e artrópodes (Hauer & Resh, 1996). Estes invertebrados são muito utilizados em programas de biomonitoramento por indicar a qualidade da água, refletindo a saúde do ambiente e sendo sensíveis a mudanças no habitat (Goulart & Callisto, 2003; Iliopoulou-Georgudaki et al., 2003; Monteiro et al., 2008; Amorim & Castillo, 2009; Gibbins et. al., 2010; Johnson & Ringler, 2014; Ruaro et al., 2016).

Em função da diversidade de possíveis padrões estruturais das assembleias de invertebrados bentônicos frente a diferentes características do habitat, estudos que avaliem espacial e temporalmente diferentes níveis de qualidade do habitat, como por exemplo a integridade da vegetação ripária, são importantes para o entendimento das respostas desta fauna (Hepp et. al., 2016). Alterações na vegetação ripária, como sua retirada em função da expansão da urbanização e, principalmente, do uso da terra para pastagem e agricultura, é um problema mundial e um importante indicador da saúde do ecossistema (Allan, 2004). Assim, no presente trabalho avaliamos a estrutura desta fauna em trechos de riachos com diferenças na integridade da vegetação ripária, com o objetivo de analisar sua resposta aos estressores decorrentes desta alteração do entorno de riachos. A hipótese é de que trechos com mata ripária no entorno apresentem uma fauna bentônica mais diversificada e composta por grupos mais sensíveis a alterações do habitat, enquanto em trechos onde esta vegetação não está presente ocorra uma menor equitabilidade e dominância de grupos mais tolerantes.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O trabalho foi conduzido em trechos de terceira ordem de dois riachos da bacia do Rio Paranapanema, o Córrego Itaúna localizado no município de Itatinga e o Córrego dos Farias no município de Avaré, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Nos dois riachos, as coletas foram realizadas em um trecho com vegetação ripária (aqui denominado “fechado”) e outro sem (“aberto”), distantes cerca de um quilômetro entre si.

O trecho fechado do Córrego Itaúna (23°09'39,7"S; 48°37'54,9"W) está inserido em um fragmento de mata semidecídua, formando um dossel que sombreia o riacho e contribui com detritos vegetais, como troncos, galhos e pacotes de folhas, que se depositam no leito predominantemente rochoso (Figura 1). Neste córrego o trecho aberto está localizado a jusante (23°09'58,2"S; 48°37'33,0"W), em uma pastagem, com gramíneas nas margens e parcialmente submersas, e leito com substrato constituído principalmente de cascalho e areia.

Para o Córrego dos Farias, o trecho fechado (23°01'12,0"S; 48°55'33,5"W) apresenta na margem direita mata semidecídua e na margem esquerda grama-amendoim (*Arachis repens* Handro, Fabaceae) entremeada com árvores esparsas plantadas para recuperação da mata nativa, contribuindo com detritos vegetais (troncos, galhos, pacotes de folhas) que se depositam no leito predominantemente arenoso-argiloso (Figura 1). Neste córrego o trecho aberto se localiza a montante (23°01'16,5"S; 48°55'06,9"W), tendo o solo das margens recoberto por grama-amendoim ou exposto, margens parcialmente sombreadas por bambu lenhoso (Poaceae), substrato principalmente de cascalho recoberto por macrófitas enraizadas (*Egeria* sp., Hydrocharitaceae) que forram o leito pela maior parte da extensão trabalhada.

2.2. Coleta de dados

A coleta de invertebrados bentônicos foi realizada na estação seca de dois anos consecutivos (outubro 2014 e agosto 2015). Em trabalhos de biomonitoramento, esta estação do ano geralmente com menor pluviosidade é escolhida com o objetivo de reduzir o efeito das chuvas sobre a fauna analisada (Leung & Dudgeon, 2011). Em 2014, a coleta foi antecedida de três meses com pluviosidade abaixo de 30 mm, característico da estação seca, apesar de fortes chuvas terem ocorrido no início de setembro, mas pelo menos três semanas antes da coleta em outubro. Porém, a coleta de 2015 foi precedida de uma estação chuvosa com índices elevados de pluviosidade (no geral acima de 200 mm) e uma estação seca atípica, com pluviosidade próxima ou frequentemente acima de 100 mm, com exceção somente dos meses de junho e agosto (abaixo de 50 mm).

Seis réplicas, distribuídas ao longo de 100 metros de cada trecho estudado, foram coletadas com amostrador Surber (malha de 250 μm e 900 cm^2 de área). As amostras foram acondicionadas no campo separadamente em potes plásticos e fixadas em álcool 70%.

No laboratório as amostras foram submetidas ao processo de flotação para separar os invertebrados do sedimento arenoso através da diferença de densidade, utilizando uma solução de cloreto de sódio (200 g L^{-1}), com o objetivo de facilitar e reduzir o tempo de triagem das amostras (Kuhlmann et al., 2012). Todos os invertebrados separados foram identificados sob estereomicroscópio e microscópio óptico até o menor nível taxonômico possível, com auxílio de bibliografias gerais (Pennak, 1978; Lopretto & Tell, 1995; Domínguez & Fernández, 2009; Mugnai et al., 2010), complementadas com trabalhos específicos principalmente para identificação dos insetos aquáticos ao nível de gênero.

2.3. *Análise dos dados*

A estrutura da fauna de invertebrados foi analisada considerando o fator espacial (trechos fechado e aberto) e temporal (2014 e 2015). Porém, como diferenças nas características do habitat existentes entre os dois riachos amostrados poderiam se somar à diferença espacial entre os trechos, a análise da fauna foi realizada separadamente por riacho.

A abundância do total de UTO's (Unidade Taxonômica Operacional) foi utilizada para plotar curvas de dominância comparando para cada riacho os trechos e anos. As curvas de maior inclinação indicam uma maior dominância e menor equitabilidade, enquanto curvas pouco inclinadas determinam uma baixa dominância e uma maior equitabilidade (Brower & Zar, 1984).

Para caracterização espacial e temporal também foram calculados os seguintes índices ecológicos: riqueza total, abundância total, equitabilidade de Pielou, diversidade de Shannon-Wiener ($\log 2$). Os índices foram apresentados em gráficos do tipo Box plot, correspondendo aos valores das médias das seis réplicas por trecho e ano. Estes dados foram primeiramente testados quanto à normalidade (Shapiro-Wilk normality test) e depois submetidos a uma Anova complementada pelo teste de Tuckey (R Development Core Team, 2013). Para os dados que não alcançavam a normalidade mesmo com a transformação em $\log(x+1)$ foi aplicada a Anova não-paramétrica de Kruskal-Wallis e o teste post-hoc de Bonferroni.

Uma análise exploratória multivariada foi aplicada aos dados de abundância transformados em $\log(x+1)$ e utilizando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, com representação em um dendrograma de similaridade das seis réplicas amostradas nos dois trechos e anos. A esta matriz também foi aplicada uma ANOSIM utilizando o pacote estatístico Primer

version 6.1.12 & Permanova+ version 1.0.2 (Primer-E Ltd 2009). A hipótese nula de não existência de diferenças é rejeitada baseado no valor Global de R ($p < 0,01$), sendo neste caso aplicada a rotina SIMPER (Similarity Percentage Routine) para identificar quais UTO's apresentaram maior percentual de contribuição para a dissimilaridade encontrada entre os fatores analisados (trecho do riacho, ano de amostragem). A ANOSIM e a SIMPER também foram aplicadas considerando somente as UTO's com abundância relativa maior que 1% para verificar se o elevado percentual de UTO's raras ($< 1\%$) encontrado poderia influenciar nos resultados da comparação espacial e temporal.

3. Resultados

No total foram amostrados 16.452 invertebrados representando 117 UTO's pertencentes a sete filos, listadas na Tabela A1 (Apêndice).

A análise da abundância relativa dos invertebrados coletados mostrou a dominância de Hexapoda nos dois trechos e anos dos dois riachos (Tabelas 1 e 2). Outros grupos que também se sobressaíram em abundância foram: Annelida nos dois trechos do Itaúna em 2015 (Tabela 1), Annelida no trecho fechado do Farias nos dois anos e Mollusca no trecho fechado do Farias em 2015 (Tabela 2).

Quando analisadas as ordens de Hexapoda amostradas, Diptera e Ephemeroptera se destacaram em abundância nos dois riachos (Tabelas 1 e 2). Porém, diferenças foram encontradas entre os dois riachos quanto às famílias destas duas ordens amostradas em maior percentual. No Córrego Itaúna, de Diptera predominaram Chironomidae em 2015 e Simuliidae em 2014, de Ephemeroptera predominaram Baetidae no trecho aberto e Leptohyphidae no fechado (Tabela 1). No Córrego Farias, de Diptera predominaram Chironomidae no trecho fechado e Simuliidae no aberto, de Ephemeroptera predominaram Baetidae em 2014 e Leptohyphidae no trecho aberto (Tabela 2).

No Córrego Itaúna também foi encontrado elevado percentual de Trichoptera no trecho fechado em 2014 (Hydropsychidae e Hidroptilidae) e de Coleoptera no trecho aberto em 2015 (Elmidae). No Córrego dos Farias também foi encontrado elevado percentual de Coleoptera no trecho aberto em 2014 e em 2015 (Elmidae).

Quando comparados trechos e anos amostrados quanto ao total de UTO's, os dois riachos se assemelharam quanto ao elevado percentual de UTO's raras (abundância relativa $< 1\%$, Tabelas 1 e 2), além da elevada dominância de 1-2 UTO's e baixa equitabilidade indicadas pelas curvas de dominância (Figura 2). Porém, algumas diferenças espaciais e temporais foram encontradas na estrutura da fauna analisada. Para o Córrego Itaúna, a análise

dos índices ecológicos confirmou a existência de diferenças significativas somente para a abundância, maior no trecho fechado em 2014 (Figura 3), enquanto para o Córrego dos Farias, a riqueza e abundância apresentaram maiores valores no trecho aberto dos dois anos (Figura 4).

A análise de agrupamento, aplicada para o total de UTO's das seis réplicas coletadas no Córrego Itaúna, agrupou os dois trechos amostrados em 2015 e separou em dois outros grupos as réplicas do trecho aberto de 2014 e 2015 (Figura 5A). Por outro lado, para o Córrego dos Farias essa análise evidenciou uma nítida separação espacial, reunindo os dois anos por trecho (Figura 5B).

Para o Córrego Itaúna, a análise de similaridade (ANOSIM) mostrou a existência de diferença significativa entre trechos e anos (Tabela 3), seja analisando o total de UTO's ou somente aquelas com abundância relativa >1%. O grupo com maior percentual de contribuição para a elevada dissimilaridade entre os trechos (análise SIMPER) foi Ephemeroptera-*Traverhyphes*, mais abundante no trecho fechado. Por outro lado, Diptera-Simuliidae, mais abundante em 2014 e Annelida-Oligochaeta em 2015, foram os grupos com maior percentual de contribuição para a elevada dissimilaridade entre anos.

Para o Córrego dos Farias, a análise de similaridade mostrou somente diferença espacial, com elevado percentual de dissimilaridade entre os trechos, seja nas análises com ou sem as UTO's raras (Tabela 3). Os grupos com maior percentual de contribuição para a dissimilaridade espacial foram Ephemeroptera-*Traverhyphes* e Coleoptera-*Mycrocylloepus*, mais abundantes no trecho aberto.

4. Discussão

Os dois riachos apresentaram um elevado percentual de UTO's em comum (45,3%), provavelmente por pertencerem à mesma bacia hidrográfica, pela proximidade geográfica (distância de 33 Km entre os dois municípios) e pelas dimensões e posição na rede hidrográfica (ambos de terceira ordem). Porém, o percentual de UTO's exclusivas de cada riacho foi maior no Córrego Itaúna (39,3%) do que no Farias (15,4%), possivelmente em função das condições mais preservadas e pristinas do primeiro. Apesar dos dois riachos estarem localizados em Áreas de Proteção Ambiental, o Córrego dos Farias apresenta intervenções antrópicas nas proximidades, como açudes, e muito solo exposto nas margens.

Nos dois riachos a fauna de invertebrados esteve representada principalmente por hexápodes, característica encontrada na maioria dos trabalhos desenvolvidos em ambientes lóticos, seja em regiões temperadas (Allan, 1995; Hauer & Resh, 1996; Merritt & Cummins, 1996) ou tropicais (Domínguez & Fernández, 2009; Mugnai et al., 2010). Invertebrados

bentônicos, representados principalmente por insetos aquáticos, são considerados como bons indicadores de qualidade do habitat, sendo eficientes em detectar diferenças entre riachos de referência e impactados (Sanseverino et al., 1998; Docile & Figueiró, 2013; Ruaro et al., 2016). Também respondem bem a mudanças ambientais decorrentes de atividades humanas, envolvendo alterações de habitat como a retirada da vegetação ripária (Hepp et. al., 2016; Ruaro et al., 2016).

Cinco ordens de hexápodes, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera (EPTC) e Diptera, são abundantes na maioria dos riachos de baixa ordem, com predomínio de dípteros das famílias Chironomidae e Simuliidae (Allan, 1995; Hauer & Resh, 1996; Merritt & Cummins, 1996; Domínguez & Fernández, 2009). Resultado semelhante foi encontrado nos dois riachos estudados, com exceção de Plecoptera, pouco abundante no Itaúna e ausente no Farias. Em trabalhos realizados anteriormente no Córrego Itaúna, seja com coleta em folhiço (Uieda & Gajardo, 1996) ou em folhiço e substrato rochoso (Kikuchi & Uieda, 2005), Diptera (Chironomidae e Simuliidae) constituiu o grupo predominante (60-90%), com baixo percentual das outras quatro ordens (EPTC). A elevada representatividade de Chironomidae aparentemente independe do tipo de substrato amostrado e da amostragem ser temporal, espacial ou em áreas degradadas (Giuliatti & Carvalho, 2009).

As ninfas de Ephemeroptera, abundantes nos dois riachos e trechos estudados, constituem um grupo de invertebrados bentônicos geralmente abundante e diversificado em uma grande variedade de mesohabitats, incluindo áreas de remanso ou de correnteza forte, com dieta herbívora ou detritívora e exibindo uma variedade de estratégias alimentares (Salles et al. 2004; Shimano et al., 2012). A ordem Trichoptera é considerada como um grupo sensível e de ocorrência comum em ambientes bem oxigenados (Callisto et al., 2001; Goulart & Callisto, 2003; Calor, 2007; Souto et al., 2011), geralmente associada a substrato rochoso e banco de folhas (Merritt & Cummins, 1996), características encontradas principalmente no trecho fechado do Córrego Itaúna, onde foi mais abundante. Por outro lado, a maior abundância de Coleoptera no trecho aberto do Córrego dos Farias pode estar relacionada ao hábito deste grupo se associar a macrófitas (Hynes, 1970; Ribeiro et al., 2002), as quais proporcionam para os juvenis de Elmidae proteção contra a predação (Fulan & Anjos, 2015). Segundo Casatti et al., (2012), locais com acúmulo de sedimento fino oferecem condições favoráveis para o estabelecimento de macrófitas enraizadas, condições estas encontradas no trecho aberto do Córrego dos Farias, onde este tipo de sedimento é carregado do açude localizado a montante e do solo exposto nas margens.

Mudanças sazonais na estrutura dos riachos podem afetar a distribuição da fauna de invertebrados aquáticos (Kikuchi & Uieda, 1998; Allan, 2004; Bispo & Oliveira, 2007). A estação seca atípica de 2015, com valores elevados de pluviosidade, pode ter causado a redução na abundância de invertebrados amostrados nos dois trechos do Córrego Itaúna. Esses eventos chuvosos podem alterar as características estruturais do riacho, levando a um aumento na correnteza e um arraste dos detritos vegetais e da fauna associada (Gibbins et al., 2010, Castro et al., 2013; Tonkin & Death, 2013). Para o Córrego dos Farias, onde não ocorreu esta variação sazonal na abundância, as macrófitas enraizadas podem ter servido de abrigo para a fauna associada, reduzindo seu arraste.

Valores significativamente elevados de riqueza e abundância de invertebrados de diversas guildas tróficas foram associados por Gregg & Rose (1985) à presença de macrófitas e seu importante papel na redução da correnteza e aumento na heterogeneidade espacial, com forte influência na microdistribuição desta fauna. No Córrego dos Farias esses atributos das macrófitas também puderam ser relacionados com a diferença significativa destes dois índices ecológicos, com maiores valores no trecho aberto.

No Córrego Itaúna, a diferença espacial, determinada principalmente pela maior abundância de *Traverhyphes* no trecho fechado, pode estar relacionada com a ocorrência deste gênero de Ephemeroptera geralmente associada a rios de fundo rochoso e bancos de folhas (Dominguez & Fernandez, 2009). A remoção da vegetação ripária pode afetar diretamente sua ocorrência pela redução na disponibilidade de nicho, sendo Ephemeroptera considerado um grupo sensível a alterações físicas do habitat (Shimano et al., 2010, 2012).

Por outro lado, a diferença temporal encontrada no Córrego Itaúna pode estar associada a diferenças na pluviosidade dos dois anos. A maior abundância de Simuliidae em 2014, quando a estação seca foi bem definida, pode ter sido favorecida pela menor correnteza, sendo estas larvas geralmente encontradas presas a superfícies rochosas ou a detritos vegetais submersos, utilizados como suporte enquanto filtra matéria em suspensão (Pepinelli, 2003). A maior abundância de Oligochaeta em 2015 pode estar associada à ocorrência deste grupo principalmente em substrato com sedimentos finos (Hauer & Resh, 1996; Palmer & Strayer, 1996; Dominguez & Fernandez, 2009; Mugnai et al., 2010). O sedimento fino depositado no interstício do substrato rochoso (trecho fechado) ou nos ramos do capim marginal (trecho aberto) pode ter sofrido um menor arraste, beneficiando a ocorrência deste anelídeo.

Para o Córrego dos Farias, a diferença espacial, com maior abundância de *Traverhyphes* e *Mycrocylloepus* no trecho aberto, pode estar relacionada ao aumento da heterogeneidade espacial proporcionado pelas macrófitas. A estrutura física desta vegetação contribui

aumentando a heterogeneidade de habitats e, conseqüentemente, a complexidade da fauna associada (Thomaz & Cunha, 2010). Por outro lado, a maior abundância de Bivalvia e Oligochaeta no trecho fechado pode estar relacionada com o substrato arenoso-argiloso. Este tipo de substrato constitui um ambiente mais instável, com baixa riqueza e abundância de invertebrados (Allan, 1995; Kikuchi & Uieda, 2005).

A retirada da vegetação ripária pode causar uma redução na qualidade do habitat em função da menor entrada de material vegetal alóctone, menor estabilidade das margens e aumento da erosão das margens e do canal (Allan, 2004). Porém, para os dois riachos estudados a manutenção ou retirada da vegetação ripária não atuou isoladamente sobre a estrutura da fauna de invertebrados bentônicos, a qual foi também influenciada pela posição (montante ou jusante) do trecho fechado. No Córrego Itaúna, a localização a jusante do trecho aberto favorece o aporte de matéria orgânica em suspensão e na forma de detritos vegetais carreados do trecho fechado a montante, material que fica retido no capim marginal, oferecendo abrigo e alimento para a fauna, diversificada e abundante nos dois trechos. Para o Córrego dos Farias, o trecho sem vegetação ripária mantém uma fauna diversificada e abundante em função da grande quantidade de macrófitas enraizadas no leito, favorecida pela maior incidência de luz, substrato este que oferece abrigo e local de alimentação para os invertebrados. Por outro lado, o solo exposto nas margens e a presença de um açude acima deste trecho levaram ao aporte de grande quantidade de sedimento fino, carreado pela correnteza forte em direção ao trecho fechado a jusante. Neste trecho com vegetação ripária, o sedimento arenoso-lodoso recobriu o substrato rochoso, e, conseqüentemente, reduziu a abundância da fauna, com predomínio de grupos mais tolerantes, como Annelida e Bivalvia.

Referências

- ALLAN, J.D. *Stream ecology: structure and function of running waters*. London: Chapman & Hall, 1995.
- ALLAN, J.D. Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2004, 35, 257-284.
- AMORIM, A.C.F. and CASTILLO, A.R. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água do baixo Rio Perequê, Cubatão, São Paulo, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, 2009, 7(1), 16-22.
- BARRELA, W, PETRERE-JR., M, SMITH, W.S. and MONTAG, L.F.A. As relações entre as matas ripárias, os Rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R. and LEITÃO FILHO, H.F. eds. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP, 2001, pp.187-207.

- BISPO, P.C. and OLIVEIRA, L.G. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 2007, 24(2), 283-293.
- BROWER, J.E. and ZAR, J.H. *Field & laboratory methods for general ecology*. Dubuque: Wm. C. Brown Publishers, 1984.
- CALLISTO, M., MORETTI, M. and GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira Recursos Hídricos*, 2001, 6, 71-82.
- CALOR, R.A. Trichoptera. In: *Guia on-line de identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo*, 2007. http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico.
- CASATTI, L., TERESA, F.B., GONÇALVES-SOUZA, T., BESSA, E., MANZOTTI, A.R., GONÇALVES, C.S. and ZENI, J.O. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical. Ichthyology*, 2012, 10, 205-214.
- CASTRO, D.M.P., HUGHES, R.M. and CALLISTO, M. Effects of flow fluctuations on the daily and seasonal drift of invertebrates in a tropical river. *Annales Limnologie – International Journal of Limnology*, 2013, 49, 169-177.
- DOCILE, T.N. and FIGUEIRÓ, R. Histórico e perspectivas da utilização de macroinvertebrados no monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos no Brasil. *Acta Scientia and Technicae*, 2013,1, 31-44.
- DOMÍNGUEZ, E. and FERNÁNDEZ, H.R. *Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: sistemática y biología*. Tucumán: Fundación Miguel Lillo, 2009.
- FURLAN, J.A. and ANJOS, M.R. Predation by *Erythemis* nymphs (Odonata) on Chironomidae (Diptera) and Elmidae (Coleoptera) in different conditions of habitat complexity, *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2015, 27(4), 454-458.
- GREGG, W.W. and ROSE, F.L. Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure and microdistribution in streams. *Hydrobiologia*, 1985, 128, 45-56.
- GIULIATTI, T.L. and CARVALHO, E.M. Distribuição das assembléias de macroinvertebrados bentônicos em dois trechos do Córrego Laranja Doce, Dourados/MS. *Interbio*, 2009, 3, 4-14.
- GIBBINS, C.N., VERICAT, D. and BATALLA, R.J. Relations between invertebrate drift and flow velocity in sand-bed and riffle habitats and the limits imposed by substrate stability and benthic density. *Journal of the North American Benthological Society*, 2010, 29(3), 945-958.

- GOULART, M. and CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, 2003, 2, 1-9.
- HAUER, F.R. and RESH, V.H. Benthic macroinvertebrates. In: HAUER, F.R. and LAMBERTI, G.A., eds. *Methods in stream ecology*, San Diego: Academic Press, 1996, pp. 339-369.
- HEPP, L.U., URBIM, F.M., TONELLO, G.R., LOUREIRO, C., SAUSEN, T.L., FORNEL, R. and 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*, 2016, 28(3), <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X0616>.
- HYNES, H.B.N. *The ecology of running waters*. Canada: Toronto Press, 1970.
- ILIOPOULOU-GEORGUDAKI, J., KANTZARIS, V., KATHARIOS, P., KASPIRIS, P., GEORGIADIS, T. and MONTESANTOU, B. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators*, 2003, 2(4), 345–360.
- JOHNSON, S.L. and RINGLER, N.H. The response of fish and macroinvertebrate assemblages to multiple stressors: a comparative analysis of aquatic communities in a perturbed watershed (Onondaga Lake, NY). *Ecological Indicators*, 2014, 41, 198–208.
- KIKUCHI, R.M. and UIEDA, V.S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: NESSIMIAN, J.L. and CARVALHO, A.L. eds. *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, Série Oecologia Brasiliensis, 1998, pp. 157-173, 5 ed.
- KIKUCHI, R.M. and UIEDA, V.S. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomological Vectors*, 2005, 12(2), 193-231.
- KUHLMANN, M.L., JOHNSCHER-FORNASARO, G., OGURA, L.L. and IMBIMBO, H.R.V. *Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB, 2012.
- LEUNG, A.S.L. and DUDGEON, D. Scales of spatiotemporal variability in macroinvertebrate abundance and diversity in monsoonal streams: detecting environmental change. *Freshwater Biology*, 2011, 56, 1193-1208.
- LOPRETTO, E.C. and TELL, G. *Ecossistemas de águas continentales: Metodologias para su studio*. Tomo III, La Plata: Ediciones Sur, 1995.

- MERRITT, R.W. and CUMMINS, K.W. *An introduction to the aquatic insects of North America*, Dubuque: Kendall/Hunt, 1996.
- MONTEIRO, T.R., OLIVEIRA, L.G. and GODOY, B.S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. *Oecologia Brasiliensis*, 2008, 12 (3), 553-563.
- MUGNAI, R., NESSIMIAN, J.L. and BAPTISTA, D.F. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.
- PALMER, M.A. and STRAYER, D.L. Meiofauna. In: HAUER, F.R. and LAMBERTI, G.A. eds. *Methods in stream ecology*. San Diego: Academic Press, 1996, pp. 315-336.
- PENNAK, R.W. *Freshwater invertebrates of the United States*. New York: John Wiley & Sons, 1978.
- PEPINELLI, M. Diversidade de Simuliidae (Diptera, Nematoceraa) em córregos do estado de São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado, São Carlos: UFSCar, 2003.
- PRIMER-E LTD. Primer version 6.1.12 & Permanova + version 1.0.2, 2009.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria. Available from: <http://www.r-project.org> (January 12, 2016), 2013.
- RESH, V.H. and ROSENBERG, D.M. *The ecology of aquatic insects*. New York: Praeger Publishers, 1984.
- RIBERA, I., BEUTEL, R.G., BALKE, M. and VOGLER, A.P. Discovery of Aspidytidae, a new family of aquatic Coleoptera. *Proceedings of the Royal Society*, 2002, 269, 2351–2356.
- RUARO, R., GUBIANI, E.A., CUNICO, A.M., MORETTO, Y. and PIANA, P.A. Comparison of fish and macroinvertebrates as bioindicators of Neotropical streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2016, 188(45), 2-13.
- SALLES, F.F., RIBEIRO DA-SILVA, E., HUBBARD, M.D. and SERRÃO, J.E. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. *Biota Neotropica*, 2004, 4(2), <http://www.biotaneotropica.org.br/v4n2/pt/abstract?inventory+BN04004022004>.
- SANSEVERINO, A.M., NESSIMIAN, J.L. and OLIVEIRA, A.L.H. A fauna de Chironomidae (Diptera) em diferentes biótipos aquáticos na Serra do Subaio (Teresópolis, RJ). In: Nessimian, J.L. and Carvalho, A.L. eds. *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Series Oecologia Brasiliensis, vol V. Rio de Janeiro: PPGE-UFR, 1998, pp.253-263.

- SHIMANO, Y., CABETTE, H.S.R., SALLES, F.F. and JUEN, L. Composição e distribuição da fauna de Ephemeroptera (Insecta) em área de transição Cerrado-Amazônia, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 2010, 100(4), 301-308.
- SHIMANO, Y., SALLES, F.F., FARIA, L.R.R., CABETTE, H.S.R. and NOGUEIRA, D.S. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 2012, 102(2), 187-196.
- SOUTO, R.M.G., FACURE, K.G., PAVANIN, L.A. and JACOBUECCI, G.B. Influence of environmental factors on benthic macroinvertebrate communities of urban streams in Vereda habitats, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2011, 23(3), 293-306.
- THOMAZ, S.M. and CUNHA, E.R. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2010, 22(2), 218-236.
- TONKIN, J.D. and DEATH, R.G. Macroinvertebrate drift-benthos trends in a regulated river. *Fundamental and Applied Limnology* 2013, 182/3, 231-245.
- UIEDA, V.S. and GAJARDO, I.C.S.M. Macroinvertebrados perifíticos encontrados em poções e corredeiras de um riacho. *Naturalia*, 1996, 21, 31-47.
- UIEDA, V.S. and MOTTA, R.L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2007, 19, 15-30.



Figura 1. Vista geral dos quatro trechos estudados, dois no Córrego Itaúna (A- com e B- sem vegetação ripária) e dois no Córrego dos Farias (C- com e D- sem vegetação ripária).

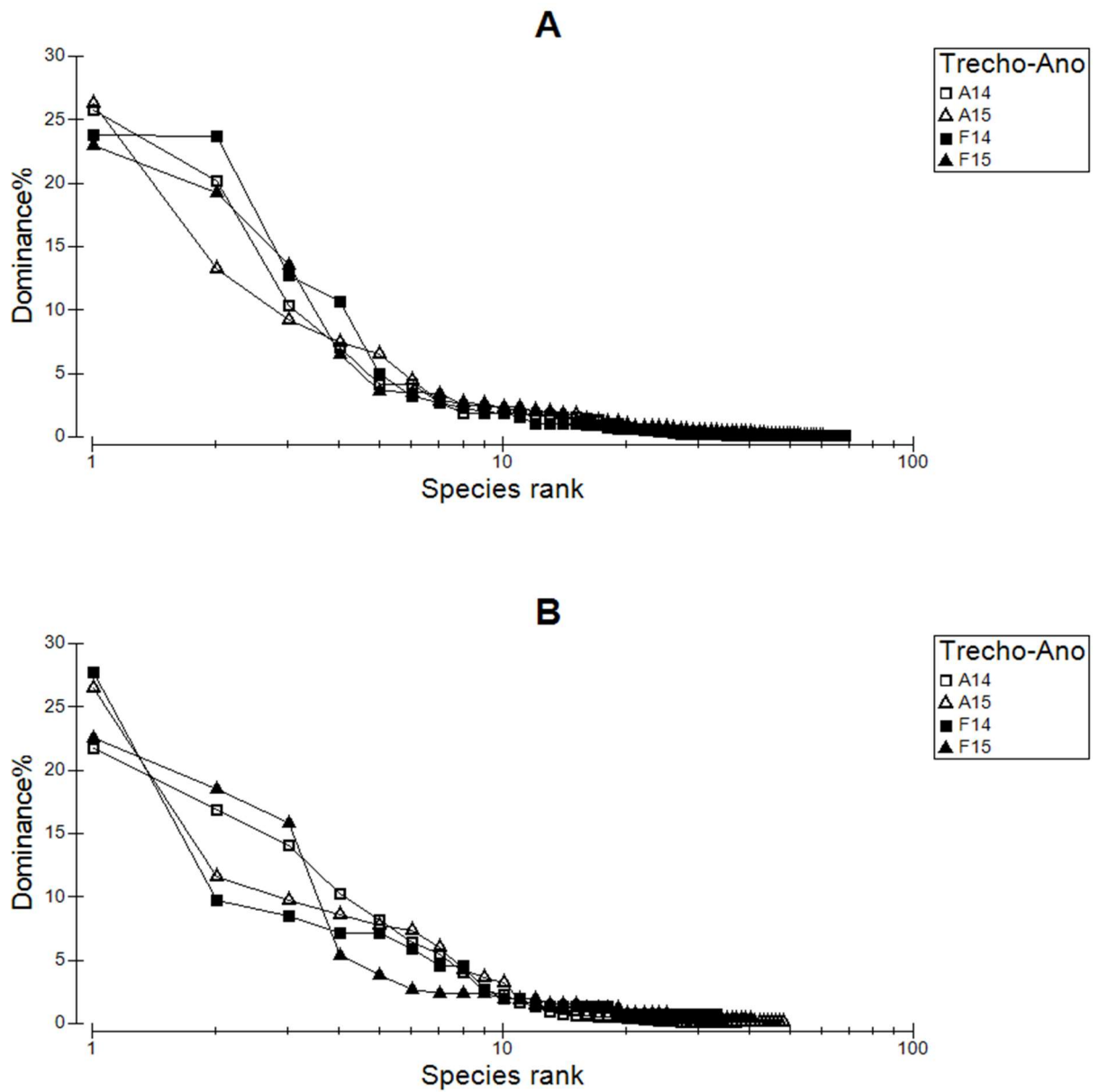


Figura 2. Curvas de dominância aplicadas para o total de UTO's amostradas nos dois trechos (A- aberto, F- fechado) dos córregos Itaipu (A) e Farias (B), em 2014 e 2015.

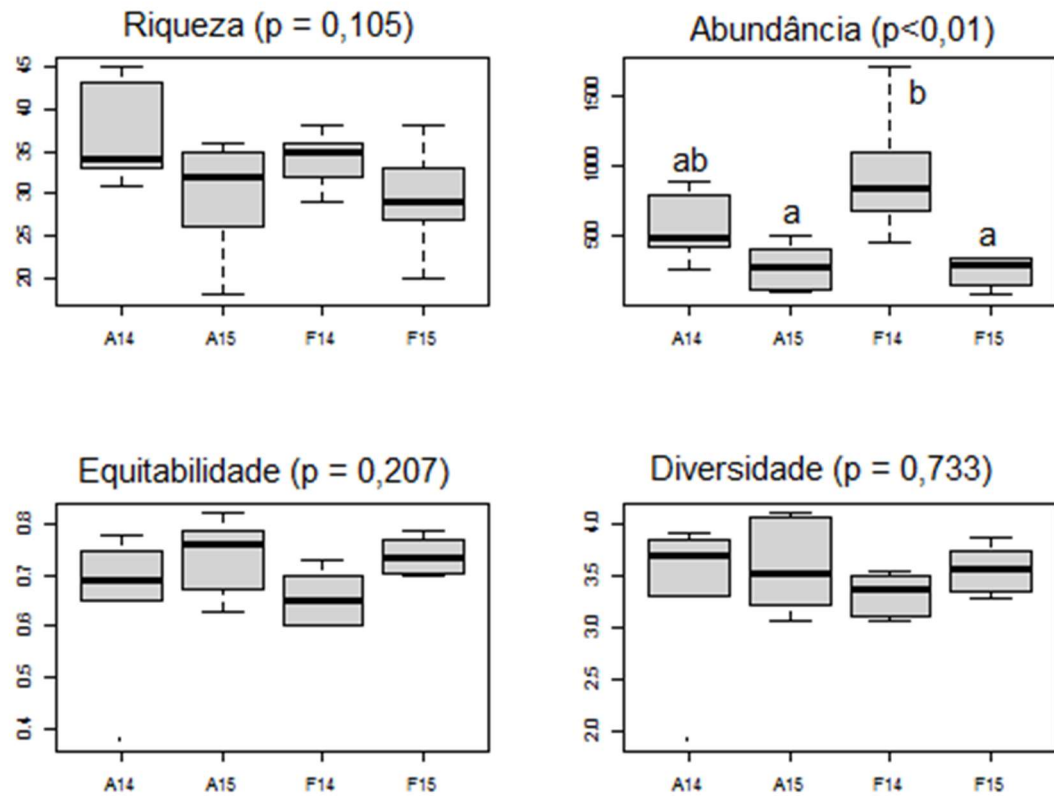


Figura 3. Variação espacial e temporal dos índices ecológicos calculados para o total de UTO's de invertebrados amostrados nos dois trechos (A- aberto, F- fechado) do Córrego Itaúna, nos anos de 2014 e 2015. As letras minúsculas indicam os resultados do teste de Tuckey.

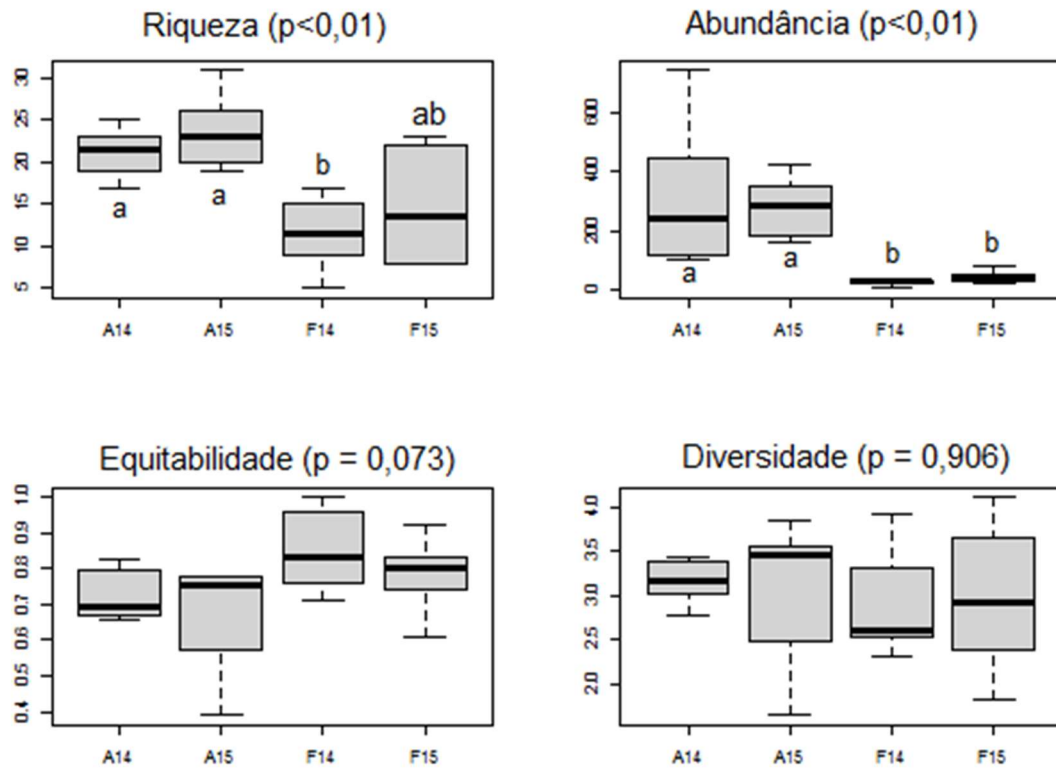


Figura 4. Variação espacial e temporal dos índices ecológicos calculados para o total de UTO's de invertebrados amostrados nos dois trechos (A- aberto, F- fechado) do Córrego dos Farias, nos anos de 2014 e 2015. As letras minúsculas indicam os resultados do teste de Tuckey.

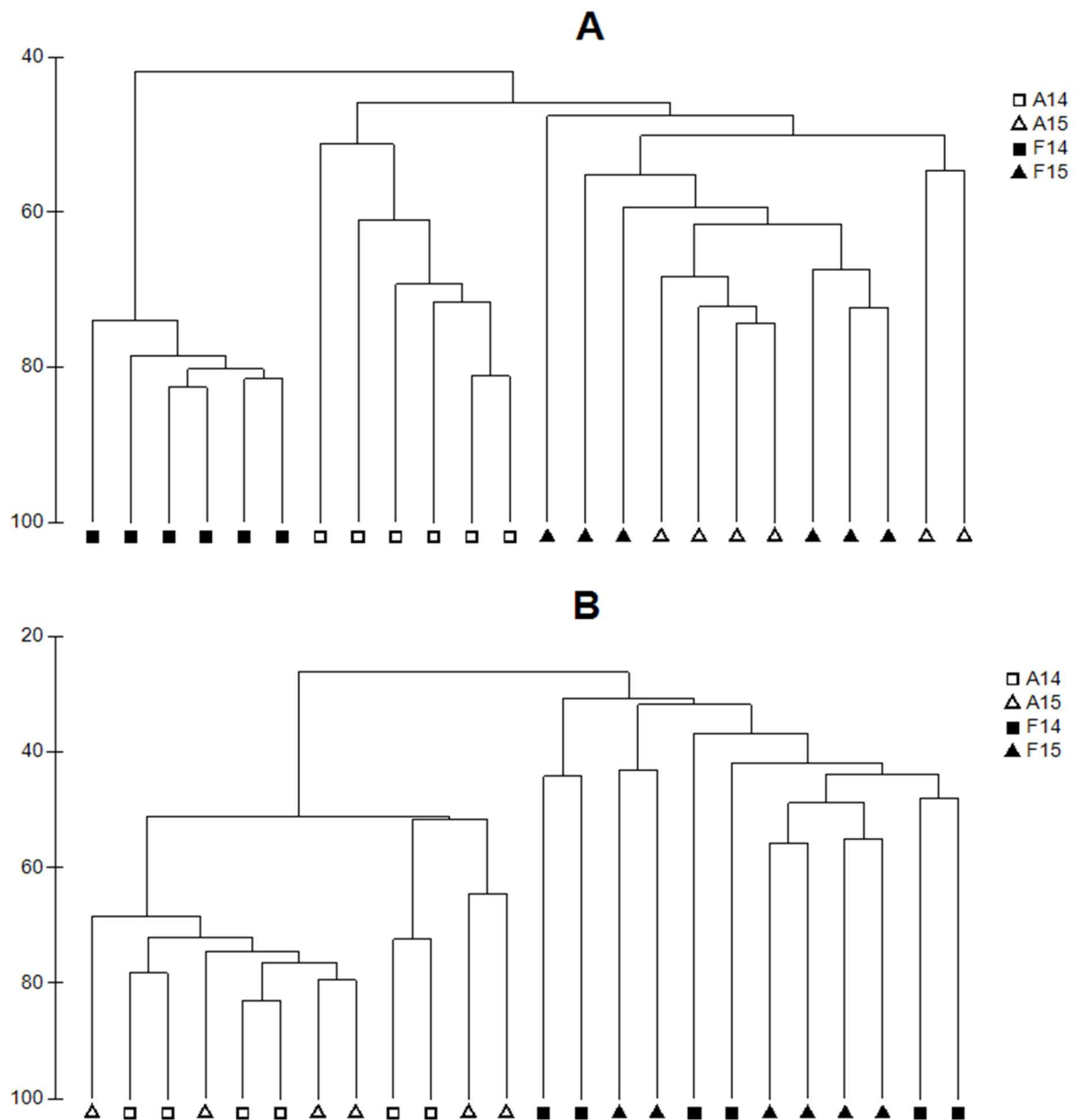


Figura 5. Dendrograma de similaridade aplicada para o total de UTO's, das seis réplicas amostradas nos dois trechos (A- aberto, F- fechado) dos córregos Itaúna (A) e Farias (B), em 2014 e 2015.

Tabela 1. Abundância relativa dos invertebrados bentônicos amostrados no Córrego Itaúna, em dois trechos (A- aberto, F- fechado) e nos anos de 2014 e 2015 (UTO's raras = abundância relativa <1%).

Grandes grupos	A14	A15	F14	F15
Cnidaria	-	-	-	-
Plathyhelminthes	0,03	-	-	0,11
Nemertea	0,52	0,12	-	0,11
Mollusca	2,48	0,46	1,01	0,65
Annelida	4,00	25,49	0,14	18,77
Nematoda	0,06	1,21	-	0,16
Chelicerata	10,03	2,02	1,79	2,33
Crustacea	0,76	0,92	0,07	0,87
Hexapoda	82,12	69,77	96,99	77,01
Ordens Hexapoda	A14	A15	F14	F15
Collembola	2,52	2,82	0,04	0,35
Coleoptera	2,10	12,68	1,90	3,72
Diptera	78,94	53,19	48,63	29,78
Ephemeroptera	11,47	25,27	26,66	58,08
Hemiptera	0,11	0,08	-	0,14
Lepidoptera	-	0,08	0,13	0,21
Odonata	0,60	-	0,02	0,35
Plecoptera	0,04	1,08	0,11	0,42
Trichoptera	4,23	4,81	22,52	6,95
Famílias Diptera	A14	A15	F14	F15
Ceratopogonidae	0,31	1,74	0,17	2,79
Chironomidae	20,87	82,59	25,80	66,98
Dixididae	0,31	0,00	0,00	0,00
Empididae	8,88	4,48	10,44	9,77
Muscidae	0,00	0,75	0,00	0,00
Psychodidae	0,00	0,00	2,33	1,40
Simuliidae	69,63	10,45	61,26	19,07
Famílias Ephemeroptera	A14	A15	F14	F15
Baetidae	74,53	49,84	5,65	15,48
Caenidae	0,31	0,33	0,00	0,00
Leptohyphidae	24,22	40,33	94,35	83,43
Leptophlebiidae	0,93	9,51	0,00	1,09
Total UTO's	A14	A15	F14	F15
Riqueza total	68	52	55	60
Riqueza raras	51	33	43	44
% raras	75,00	63,46	78,18	73,33
Abundância total	3342	1678	5609	1807

Tabela 2. Abundância relativa dos invertebrados bentônicos amostrados no Córrego dos Farias, em dois trechos (A- aberto, F- fechado) e nos anos de 2014 e 2015 (UTO's raras = abundância relativa <1%).

Grandes grupos	A14	A15	F14	F15
Cnidaria	-	0,06-	-	-
Plathyhelminthes	0,05	0,06	-	-
Nemertea	0,05	0,41	-	0,75
Mollusca	0,96	0,64	9,49	22,39
Annelida	5,22	3,07	27,22	15,67
Nematoda	-	0,35	0,63	1,12
Chelicerata	1,52	0,35	5,70	1,12
Crustacea	0,41	0,29	2,53	1,87
Hexapoda	91,79	94,79	54,43	57,09
Ordens Hexapoda	A14	A15	F14	F15
Collembola	0,61	0,37	-	1,31
Coleoptera	10,71	10,01	9,30	5,23
Diptera	51,41	48,60	63,95	71,24
Ephemeroptera	32,52	31,20	25,58	9,15
Hemiptera	0,06	0,06	-	1,96
Lepidoptera	-	-	-	0,65
Odonata	0,06	-	-	0,65
Plecoptera	-	-	-	-
Trichoptera	4,64	1,16	1,16	9,80
Famílias Diptera	A14	A15	F14	F15
Ceratopogonidae	0,58	0,13	1,89	0,93
Chironomidae	78,69	78,84	96,23	90,74
Diptera-Dixididae	0,12	0,13	0,00	0,00
Diptera-Empididae	2,76	1,97	1,89	1,85
Diptera-Simuliidae	17,86	18,92	0,00	5,56
Diptera Stratiomyidae	0,00	0,00	0,00	0,93
Famílias Ephemeroptera	A14	A15	F14	F15
Baetidae	45,33	11,74	63,64	35,71
Leptohyphidae	54,67	87,67	22,73	35,71
Leptophlebiidae	0,00	0,59	13,64	28,57
Total UTO's	A14	A15	F14	F15
Riqueza total	37	48	33	40
Riqueza raras	25	33	15	21
% raras	67,57	68,75	45,45	52,50
Abundância total	1907	1688	155	266

Tabela 3. Resultados da ANOSIM (* valor global de R com $p < 0,01$) aplicada para verificar a existência de diferenças significativas na abundância absoluta de invertebrados amostrados em dois trechos (A- aberto; F- fechado) e dois anos nos córregos Itaúna e Farias, considerando o total de unidades taxonômicas operacionais (UTO's) amostradas e somente aquelas com abundância relativa $> 1\%$. Resultados da SIMPER indicam o percentual de dissimilaridade entre os níveis do fator analisado.

	Itaúna		Farias	
	Total (99 UTO's)	AR>1% (31 UTO's)	Total (71 UTO's)	RA>1% (30 UTO's)
FATOR TRECHO				
ANOSIM - Global R	0.576 *	0.612 *	0.813 *	0.819 *
SIMPER-Dissimilaridade média (A x F)	50%	43%	73%	70%
FATOR ANO				
ANOSIM - Global R	0.793 *	0.808 *	0.225	0.205
SIMPER-Dissimilaridade média (2014 x 2015)	55%	48%	-	-

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela A1. Lista taxonômica e abundância relativa do total de invertebrados bentônicos amostrados nos córregos Itaúna (I) e Farias (F) e sua ocorrência por trecho (A- aberto, F- fechado), somados os dois anos de amostragem.

	I-A	I-F	F-A	F-F
Filo Cnidaria – Hydrozoa	-	-	0,03	-
Filo Platyhelminthes - “Turbellaria”	0,02	0,01	0,06	-
Filo Nemertea	0,40	0,01	0,22	0,48
Filo Mollusca				
Classe Gastropoda				
Família Ampulariidae	-	0,26	0,31	-
Família Ancyliidae	1,12	0,53	0,06	-
Família Planorbidae	-	-	0,08	-
Classe Bivalvia	0,74	0,12	0,39	17,8
Filo Annelida –Oligochaeta	11,50	4,79	4,34	20,20
Filo Nematoda	0,46	0,04	0,17	0,95
Filo Arthropoda – Chelicerata - Arachnida – Acari	7,55	1,97	1,00	2,85
Filo Arthropoda – Crustacea				
Classe Cladocera	0,22	-	0,03	-
Classe Copepoda				
Ordem Calanoida	-	-	0,03	0,48
Ordem Cyclopoida	0,10	0,03	0,08	0,71
Classe Ostracoda	0,52	0,20	0,22	0,95
Classe Malacostracoda - Decapoda - Aeglidae	-	0,04	-	-
Filo Arthropoda – Hexapoda				
Ordem Collembola				
Família Isotomidae	1,85	0,08	0,47	0,24
Família Poduridae	0,10	-	-	-
Família Sminthuridae	0,14	0,01	-	0,24
Ordem Coleoptera				
Família Elmidae				
<i>Heterelmis</i> Sharp, 1882	3,45	1,89	0,03	0,24
<i>Macrelmis</i> Motschulsky, 1859	0,50	0,05	-	0,24
<i>Microcylloepus</i> Hinton, 1935	0,22	0,07	9,93	5,70
Família Gyrinidae	-	-	-	0,48
Família Hydrophilidae	0,02	-	-	-
Família Hydroscaphidae	0,02	-	-	-
Família Lampiridae	-	0,01	-	-
Família Lutrochidae - <i>Lutrochus</i> Erichson, 1847	-	0,01	-	-
Família Psephenidae – <i>Psephenus</i> Haldeman, 1853	0,02	0,11	-	-

(continua)

Tabela A1. Continuação: Filo Arthropoda – Hexapoda.

	I-A	I-F	F-A	F-F
Ordem Diptera				
Família Ceratopogonidae	0,20	0,11	0,17	0,48
Família Chironomidae				
Subfamília Chironominae				
<i>Apedilum</i> Townes, 1945	0,02	0,01	-	-
<i>Axarus</i> Roback, 1980	-	-	0,47	-
<i>Beardius</i> Reiss & Sublette, 1985	0,10	0,03	-	-
<i>Caladomyia</i> Sawedal, 1981	17,30	0,24	-	0,48
<i>Chironomus</i> Meigen, 1803	-	-	-	0,48
<i>Cladopelma</i> Kieffer, 1921	0,22	-	-	-
<i>Cryptochironomus</i> Kieffer, 1918	0,02	-	-	0,24
<i>Demicryptochironomus</i> Lenz, 1941	0,02	-	-	-
<i>Endotribelos</i> Grodhaus, 1987	-	0,01	-	0,48
<i>Goeldichironomus</i> Fittkau, 1965	-	-	-	0,24
<i>Lauterborniella</i> Thienemann & Bause, 1913	0,04	0,03	0,06	1,43
<i>Nilothauma</i> Kieffer, 1921	-	-	0,22	-
<i>Oukuriella</i> Epler, 1986	0,06	-	-	-
<i>Parachironomus</i> Lenz, 1921	-	-	-	0,24
<i>Paralauterborniella</i> Lenz, 1941	0,04	-	-	-
<i>Paratendipes</i> Kieffer, 1911	0,02	-	-	-
<i>Phaenopsectra</i> Kieffer, 1921	-	0,01	-	-
<i>Polypedilum</i> Kieffer, 1912	0,98	0,12	1,17	4,99
<i>Pseudochironomus</i> Malloch, 1915	0,08	0,01	-	0,48
<i>Rheotanytarsus</i> Thienemann & Bause, 1913	4,22	0,05	16,91	12,6
<i>Stempellinella</i> Brundin, 1947	0,32	-	-	0,48
<i>Stenochironomus</i> Kieffer, 1919	0,14	0,07	0,03	0,95
Subfamília Orthoclaadiinae				
<i>Cardiocladius</i> Kieffer, 1912	-	0,03	-	-
<i>Corynoneura</i> Winnertz, 1846	1,00	1,29	0,70	3,09
<i>Cricotopus</i> Wulp, 1874	7,11	19,57	4,92	1,19
<i>Lopescladius</i> Oliveira, 1967	1,83	0,90	0,06	5,94
<i>Nanocladius</i> Kieffer, 1913	0,02	0,07	0,70	0,48
<i>Onconeura</i> Andersen & Saether, 2005	0,22	0,43	4,01	0,48
<i>Paracladius</i> Hirvenoja, 1973	1,27	0,85	0,14	0,24
<i>Parakiefferiella</i> Thienemann, 1936	0,02	-	-	-

(continua)

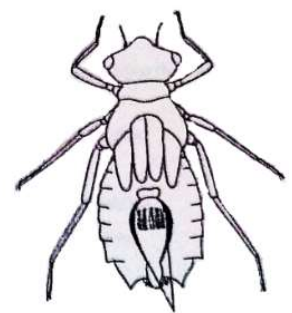
Tabela A1. Continuação: Filo Arthropoda – Hexapoda.

	I-A	I-F	F-A	F-F
<i>Parametriocnemus</i> Goetghebuer, 1932	0,30	0,04	0,03	-
<i>Psectrocladius</i> Kieffer, 1906	-	0,03	-	-
<i>Rheocricotopus</i> Thienemann & Harnish, 1932	0,24	0,74	-	-
<i>Thienemanniella</i> Kieffer, 1911	1,14	0,80	5,34	0,71
<i>Ubatubaneura</i> Wiedenbrug & Trivinho-Strixino, 2009	-	-	0,11	-
Subfamília Tanypodinae				
<i>Ablabesmyia</i> (Karelia) Johannsen	0,14	0,09	0,03	0,24
<i>Labrundinia</i> Fittkau, 1962	-	0,01	-	-
<i>Larsia</i> Fittkau, 1962	-	0,01	-	-
<i>Nilotanypus</i> Kieffer, 1923	0,08	0,12	-	-
<i>Parapentaneura</i> Stur, Fittkau & Serrano, 2006	0,02	0,04	-	-
<i>Pentaneura</i> Philippi, 1865	1,27	0,80	0,89	-
<i>Tanypus</i> Meigen, 1803	-	0,01	-	-
Família Dixididae	0,06	-	0,06	-
Família Empididae	2,07	1,91	1,08	0,71
Família Muscidae	0,06	-	-	-
Família Psychodidae	-	0,40	-	-
Família Simuliidae	14,3	14,96	8,32	1,43
Família Stratiomyidae	-	-	-	0,24
Ordem Ephemeroptera				
Família Baetidae				
<i>Americabaetis</i> Kluge, 1992	6,79	0,86	9,10	4,28
<i>Apobaetis</i> Day, 1955	0,14	-	-	-
<i>Baetodes</i> Needham & Murphy, 1924	0,32	1,99	-	-
<i>Camelobaetidius</i> Demoulin, 1966	0,56	1,37	-	0,24
Família Caenidae – <i>Caenis</i> Stephens, 1835	0,04	-	-	-
Família Leptohyphidae				
<i>Leptohyphes</i> Eaton, 1882	0,72	0,86	-	0,48
<i>Traverhyphes</i> Molineri, 2001	1,24	23,45	21,36	1,66
<i>Tricorythodes</i> Ulmer, 1920	-	-	-	0,24
<i>Tricorythopsis</i> Traver, 1958	2,05	3,90	0,06	-
Família Leptophlebiidae				
<i>Hagenulopsis</i> Ulmer, 1920	0,64	0,09	0,08	1,66
<i>Hylister</i> Domínguez & Flowers, 1989	-	0,03	-	-
Ordem Hemiptera – Veliidae – <i>Rhagovelia</i> Mayr, 1863	0,06	0,01	0,06	0,71

(continua)

Tabela A1. Continuação: Filo Arthropoda – Hexapoda.

	I-A	I-F	F-A	F-F
Ordem Hemiptera – Mesoveliidae - <i>Mesovelia</i> Mulsant & Rey, 1852	0,02	0,01	-	-
Ordem Lepidoptera - Crambidae – <i>Petrophila</i> Guilding, 1830	0,02	0,13	-	0,24
Ordem Odonata				
Família Calopterigidae – <i>Hetaerina</i> Hagen, 1853	0,02	-	-	-
Família Coenagrionidae - <i>Argia</i> Rambur, 1842	0,08	0,04	-	-
Família Corduliidae – <i>Navicordulia</i> Machado & Costa, 1995	0,02	0,03	0,22	-
Família Gomphidae				
<i>Melanocacus</i> Belle, 1986	0,02	-	-	-
<i>Progomphus</i> Selys, 1854	0,08	-	-	0,24
Família Libellulidae	-	-	0,03	-
Ordem Plecoptera - Família Gripopterygidae				
<i>Paragripopteryx</i> Enderlein, 1909	0,22	0,16	-	-
<i>Tupiperla</i> Froehlich, 1969	0,06	-	-	-
Ordem Trichoptera				
Família Glossosomatidae				
<i>Culoptila</i> Mosely, 1954	0,08	-	-	-
<i>Mexitrichia</i> Mosely, 1937	0,68	0,19	-	-
<i>Protoptila</i> Banks, 1904	0,32	0,11	-	-
Família Hydrobiosidae – <i>Atopsyche</i> Banks, 1905	-	0,39	-	-
Família-Hydropsychidae				
<i>Leptonema</i> Guérin, 1843		-	0,25	-
<i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	0,62	3,94	5,51	1,66
Família Hydroptilidae				
<i>Abtrichia</i> Mosely, 1939	-	2,36	-	-
<i>Alisotrichia</i> Flint, 1964	-	8,01	-	-
<i>Hydroptila</i> Dalman, 1819	1,14	0,51	0,06	-
<i>Leucotrichia</i> Mosley, 1934	-	0,23	-	-
<i>Metrichia</i> Ross, 1938	0,06	2,01	0,14	-
<i>Neotrichia</i> Morton, 1905	0,12	2,56	0,17	0,95
<i>Ochrotrichia</i> Mosely, 1934	-	-	0,06	0,48
<i>Oxyethira</i> Eaton, 1873	-	-	0,08	-
Família Leptoceridae – <i>Nectopsyche</i> Müller, 1879	0,02	-	-	-
Família Odontoceridae - <i>Anastomoneura</i> Huamantínco & Nessimian, 2004	-	-	0,06	-
Família Philopotamidae				
<i>Chimarra</i> Stephens, 1829	0,02	0,03	-	-
<i>Wormaldia</i> McLachlan, 1865	-	0,01	-	-
Família Polycentropodidae - <i>Cernotina</i> Ross, 1938	-	-	0,03	0,24



Capítulo II

CAPÍTULO II

ESTRUTURA DO HABITAT E SUA RELAÇÃO COM AS ASSEMBLEIAS DE INVERTEBRADOS BENTONICOS EM DOIS RIACHOS SUB-TROPICAIS

Apresentado nas normas da revista *Community Ecology*, na qual este trabalho será submetido à publicação.

Estrutura do habitat e sua relação com as assembleias de invertebrados bentônicos em dois riachos sub-tropicais

Título abreviado: Relação entre habitat e invertebrados bentônicos

Palavras-chave: ação antrópica; escala espacial; escala temporal; qualidade do habitat.

Resumo: O objetivo foi analisar a importância relativa de fatores espaciais e temporais sobre a estrutura das assembleias de invertebrados bentônicos em dois riachos de terceira ordem. Diversos parâmetros do habitat, como fluxo, morfometria, substrato, mesohabitats, abrigo para a fauna e características da água, foram analisados e a fauna de invertebrados bentônicos foi coletada em trechos com e sem mata ripária, em dois meses da estação seca de dois anos consecutivos. As análises de ordenação, correlação e similaridade dos dois conjuntos de dados (ambiente e fauna) indicaram uma forte interação da fauna de invertebrados com características do habitat relacionadas com o fluxo, substrato do leito, mesohabitats e abrigo para a fauna. Somente para um dos córregos estudados houve semelhança na resposta dos parâmetros ambientais e da abundância da fauna na separação das amostras (trechos e anos), com o valor elevado de correlação indicando uma diferença significativa entre os trechos e não entre os anos. Não é uma atividade fácil detectar a relação entre a variação das características do habitat e a estrutura desta fauna, pois a interação entre vários parâmetros, como ausência e presença de vegetação, fluxo, largura do canal, substrato, pH, podem maquiar as possíveis diferenças em diferentes escalas. Mas, no presente trabalho as análises permitiram ao mesmo tempo isolar e relacionar as variáveis analisadas e definir padrões de distribuição espacial e temporal.

Introdução

Várias alterações ambientais naturais e também decorrentes da ação humana podem atuar em conjunto sobre a organização das assembleias de invertebrados aquáticos (Townsend et. al. 2003). Dentre as características do habitat, a vegetação ripária pode ser salientada pelo importante papel na proteção do entorno de riachos, favorecendo a manutenção da estabilidade do ambiente e fornecendo nutrientes para diversos grupos animais ao longo da cadeia trófica, sejam vertebrados ou invertebrados (Allan 2004, Casatti et. al. 2006, Casatti et. al. 2012).

A supressão da vegetação ripária tem sido relacionada com o declínio da biodiversidade (Agostinho et. al. 2005, Casatti et. al. 2012), agindo diretamente na distribuição da fauna (Vannote et. al. 1980). A retirada da mata ripária leva a uma maior instabilidade das margens e a um aumento do assoreamento, com simplificação do habitat e redução na disponibilidade de recursos (Barrella et. al. 2001, Allan 2004). Tais fatores simplificam a estrutura do canal e reduzem a entrada de material alóctone, como troncos, galhos e folhas, frequentemente utilizado pela fauna de invertebrados bentônicos como alimento e abrigo (Uieda e Motta 2007).

Os invertebrados bentônicos constituem uma fauna importante para os ecossistemas lóticos, pois são diversificados, participam diretamente da ciclagem de nutrientes e do fluxo de energia (Allan 1995, Hauer e Resh 1996). Além disso, têm sido utilizados em programas de biomonitoramento por refletirem a qualidade do habitat e, assim, permitirem uma medida do impacto ocorrido (Buss et. al. 2003, Iliopoulou-Georgudaki et. al. 2003, Amorim e Castillo 2009).

Riachos são afetados por vários tipos de perturbações, como sedimentação, contaminação, alterações hidrológicas, remoção da vegetação ripária, as quais frequentemente interagem entre si (Allan 2004). Porém, detectar qual o padrão de variação destas características e sua relação com a organização da fauna não é uma atividade fácil, pois a resposta varia em função da escala espacial (bacia de drenagem, riacho, seção do riacho) e temporal (ano, estação, dia), com a interação entre vários parâmetros podendo maquiar as possíveis diferenças em diferentes escalas (Allan 2004, Leung e Dudgeon 2011).

Nosso objetivo neste trabalho foi analisar a importância relativa de diferentes fontes e escalas de variabilidade espacial e temporal do habitat sobre a estrutura das assembleias de invertebrados bentônicos. A estrutura do habitat e da fauna foi analisada em trechos de riachos com e sem a manutenção de mata ripária (escala espacial) e na estação seca de dois anos consecutivos (escala temporal).

Área de estudo

O estudo foi conduzido em dois riachos de terceira ordem localizados no sudeste do Brasil, pertencentes à bacia do Rio Paranapanema, tendo as coletas sido realizadas em dois trechos de cada riacho, um cercado por mata ripária (aqui denominado fechado) e outro sem mata (aberto), com uma distância de 1km entre os trechos.

O Córrego Itaúna se localiza no município de Itatinga, estando o trecho fechado (23°09'39,7"S; 48°37'54,9"W) inserido em um fragmento de mata semidecídua (Afonso et al., 2000), enquanto o trecho aberto à jusante (23°09'58,2"S; 48°37'33,0"W) se encontra em uma pastagem, com gramíneas se espalhando pelas margens e adentrando o riacho.

O Córrego dos Farias se localiza no município de Avaré, o trecho fechado (23°01'12,0"S; 48°55'33,5"W) apresentando na margem direita mata semidecídua e na margem esquerda grama-amendoim (*Arachis repens* Handro, Fabaceae) entremeada com árvores esparsas plantadas para recuperação da mata nativa. O trecho aberto, localizado a montante (23°01'16,5"S; 48°55'06,9"W), apresenta margens parcialmente sombreadas por bambu e solo parcialmente recoberto pela grama-amendoim. Neste riacho encontramos alguns impactos antrópicos, como um fragmento de plantação de eucalipto entre os dois trechos trabalhados e um açude à montante do trecho aberto.

Material e Métodos

A coleta dos dados ambientais e da fauna foi realizada ao longo de 100 metros dos dois trechos de cada riacho (trecho fechado e aberto), em um mês da estação seca de dois anos consecutivos (2014 e 2015). O mês de outubro de 2014 foi precedido de três meses com pluviosidade abaixo de 30 mm, característico da estação seca, apesar de fortes chuvas terem ocorrido no início de setembro, mas pelo menos três semanas antes da coleta em outubro (Figura 1). Por outro lado, o mês de agosto de 2015 foi precedido por um verão bastante chuvoso, com índices elevados de pluviosidade (no geral acima de 200 mm) e uma estação seca atípica, com pluviosidade próxima ou frequentemente acima de 100 mm, com exceção somente dos meses de junho e agosto com menos de 50 mm (Figura 1).

A caracterização ambiental foi realizada através da aplicação do protocolo de análise física de habitat proposto por Kaufmann et. al. (1999). Cada trecho amostrado foi dividido em 11 transectos (de A a K), isolando 10 seções (de A-B a J-K), sendo as variáveis ambientais mensuradas nos transectos e/ou seções. Para padronização, a coleta de dados foi realizada

sempre pela mesma pessoa, numa mesma extensão em cada riacho e trecho e utilizando uma ficha de campo. Além das métricas do protocolo, também mensuramos o pH (pHmetro digital), concentração de oxigênio dissolvido (método Winkler, modificado pela adição de azida) e a quantidade de sólidos totais em suspensão na água (Golterman et.al.1978).

No total doze variáveis ambientais foram utilizadas para caracterização da estrutura do habitat, envolvendo dados sobre o fluxo (vazão), morfometria (profundidade, largura), substrato (granulometria), heterogeneidade espacial (mesohabitats), vegetação ripária (cobertura do solo), abrigo para a fauna (capim ou macrófita, banco de folhas, madeira) e características da água (pH, sólidos suspensos totais, oxigênio dissolvido).

Os invertebrados bentônicos foram coletados com amostrador Surber (malha 250 μ m, área 900 cm²), em um total de seis réplicas por área, ano, riacho, sendo fixados em álcool 70%, no campo. No laboratório a triagem sob estereomicroscópio foi precedida pela flutuação no sal, que facilita a separação dos organismos do sedimento por diferença de densidade (Kuhlmann et. al. 2012). Para a identificação foram utilizadas bibliografias gerais (Pennak 1978, Lopretto e Tell 1995, Domínguez e Fernández 2009, Mugnai et. al. 2010), complementadas com trabalhos específicos principalmente para identificação dos insetos aquáticos ao nível de gênero.

Para a caracterização da fauna foram utilizados os dados de abundância somente das UTO's (Unidades taxonômicas operacionais) com abundância relativa > 1%, em um total de 31 e 30 UTO's respectivamente para os córregos Itaúna e Farias.

Para os dois riachos, a relação entre a estrutura do habitat e da fauna de invertebrados foi analisada considerando o fator espacial (trecho fechado e aberto) e temporal (2014 e 2015). Análises multivariadas exploratórias foram aplicadas para verificar os padrões de distribuição das amostras (trechos e anos), com os dados transformados em log (x+1), sendo utilizada para gerar a matriz de similaridade a distância Euclidiana para os dados ambientais e a medida de Bray-Curtis para a fauna.

Uma ordenação de componentes principais (PCA) foi aplicada aos dados ambientais (normalizados) para a representação acurada da relação entre as amostras (mensurada pelo % de explicação de cada eixo), projetadas no espaço bidimensional dos eixos gerados e com sobreposição dos vetores dos parâmetros. Os parâmetros ambientais com maior valor de coeficiente de combinação linear dos dois eixos foram considerados como os que melhor definiram a distribuição das amostras. Para esta análise foi utilizado o pacote estatístico Primer version 6.1.12 & Permanova + version 1.0.2 (Primer-E Ltd 2009).

Uma análise de correlação canônica (CCA) foi aplicada para as variáveis ambientais e abundância de invertebrados para verificar sua interação na projeção das quatro amostras realizadas (dois trechos e dois anos, por riacho) no espaço bidimensional do diagrama gerado (R Development Core Team 2013). Uma análise de significância também foi aplicada aos coeficientes dos dois eixos da correlação canônica para selecionar quais variáveis do ambiente e invertebrados foram determinantes na projeção das amostras (trechos-anos) no diagrama, considerando o nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

Dendrogramas de similaridade foram gerados para os dados ambientais e da fauna a partir das matrizes de similaridade, sendo aplicado o teste de permutação SIMPROF para identificar evidências estatisticamente significativas de ligações genuínas entre amostras, conectando por linha vermelha as amostras que não podem ser diferenciadas significativamente (Primer-E Ltd 2009).

Com o objetivo de medir o quanto os dois conjuntos de dados – matrizes de similaridade do ambiente e da fauna – podem estar relacionados, utilizamos a rotina RELATE (Primer-E Ltd 2009). Esta correlação de elemento por elemento de duas matrizes de similaridade é conhecida como coeficiente de Mantel na literatura estatística (Clarke e Gorley 2006). O coeficiente de correlação (Rho) varia de 0 a 1, com valores próximos a 1 indicando que os padrões do ambiente e da biota são semelhantes, ou seja, se relacionam.

Resultados

Córrego Itaúna

A análise de componentes principais (PCA), aplicada para as variáveis ambientais mensuradas no Córrego Itaúna, evidenciou diferença espacial (PC1) e temporal (PC2) dos dados analisados (Tabela 1, Figura 2). O primeiro eixo (58,5%) separou o trecho fechado no quadrante positivo, determinado pelos maiores valores de largura e solo exposto (nu ou com serapilheira), e o trecho aberto no quadrante negativo, determinado pelos maiores valores de profundidade, substrato fino, abrigo de capim e sólidos suspensos totais. O segundo eixo (29,7%) separou as coletas de 2015 no quadrante positivo, caracterizadas pelos maiores valores de vazão e mesohabitats de fluxo forte, e no quadrante negativo as coletas de 2014, em função dos maiores valores de abrigo de madeira (Tabela 1, Figura 2).

Os dois eixos do diagrama de correlação canônica (CCA), aplicada para as variáveis ambientais (Tabela 1) e abundância de invertebrados (Tabela 2) amostrados no Córrego Itaúna, explicaram juntos 93% da distribuição dos dados (Figura 3). A análise de significância aplicada

aos coeficientes dos dois eixos da correlação canônica, para verificar quais dados foram determinantes na projeção das amostras (trechos-anos) no diagrama, indicou para as variáveis do ambiente valor significativo somente para abrigo de banco de folhas, com maior valor na amostra F-14 (Tabelas 1 e 3). Para a fauna (Tabelas 2 e 3), as UTO's com valores significativos foram: *Polypedilum* (mais abundante em A-14), *Lopescladius* e *Camelobaetidius* (em A-15 e F-15), *Smicridea* e *Metrichia* (em F-14).

O dendrograma de similaridade dos dados ambientais (Figura 4A) mostrou diferença entre os trechos (teste SIMPROF: diferença significativa ao nível de 1%), mas com similaridade entre os dois anos no mesmo trecho. Já o dendrograma representando a classificação das amostras baseado na abundância da fauna (Figura 4B) mostrou elevada similaridade (74%) entre os dois trechos em 2015 e uma diferença significativa (SIMPROF: diferença significativa ao nível de 1%) destes com as duas amostras de 2014.

Para o Córrego Itaúna, a diferença na resposta das variáveis ambientais e da abundância da fauna na distribuição das amostras (áreas-anos), facilmente visualizada nos dendrogramas de similaridade (Figura 4), também foi comprovada pela análise RELATE, a qual mede quão relacionados podem estar dois conjuntos multivariados de dados pelo cálculo do coeficiente de correlação. O baixo valor obtido por este teste ($Rho = 0,029$) comprovou a diferença significativa entre a distribuição dos dois conjuntos de dados.

Córrego dos Farias

A análise de componentes principais (PCA), aplicada para as variáveis ambientais mensuradas no Córrego dos Farias, mostrou diferença espacial (PC1) e temporal (PC2) dos dados analisados (Tabela 4, Figura 5). O primeiro eixo (68,8%) separou o trecho aberto no quadrante positivo, em função do maior percentual de mesohabitats com fluxo forte e percentual de solo exposto, e no quadrante negativo o trecho fechado, em função dos maiores valores de profundidade, largura e abrigo de folhas. O segundo eixo (17%) separou a amostra F-15 no quadrante positivo, caracterizada pelo maior percentual de abrigo de madeira e quantidade de oxigênio dissolvido, e no quadrante negativo as duas amostras do trecho aberto, em função dos maiores valores de abrigo de macrófitas, e a amostra F-14 pelos maiores valores de sólidos suspensos totais (Tabela 4, Figura 5).

Os dois eixos do diagrama da correlação canônica (CCA), aplicada para as variáveis ambientais (Tabela 4) e abundância de invertebrados (Tabela 5) amostrados no Córrego dos Farias, explicaram juntos 91% da distribuição dos dados (Figura 6). A análise de significância aplicada aos coeficientes dos dois eixos da correlação canônica não encontrou valor

significativo para as variáveis do ambiente analisadas (Tabela 6). Para a fauna (Tabelas 5 e 6), somente duas UTO's apresentaram valores significativos: *Thienemanniella* (mais abundante em A-15) e Simuliidae (A-14).

O dendrograma de similaridade dos dados ambientais mostrou diferença entre os trechos (SIMPROF: diferença significativa ao nível de 1%), mas similaridade entre os dois anos do mesmo trecho (Figura 7A). Resultado semelhante foi obtido para a fauna, com diferença significativa entre trechos e elevada similaridade (>60%) entre os dois anos do mesmo trecho (Figura 7B).

Para o Córrego dos Farias, uma semelhança na resposta dos parâmetros ambientais e a abundância da fauna foi indicada pela análise RELATE, com o valor elevado de correlação ($Rho = 0,943$) comprovando a semelhança na resposta dos dois conjuntos de dados, com diferença significativa entre as áreas e não entre anos.

Discussão

A diferença espacial (comparação entre trechos) na estrutura do habitat envolveu variáveis não somente relacionadas diretamente à vegetação ripária (solo exposto, pacote de folhas), mas também morfométricas (largura, profundidade), limnológicas (vazão, oxigênio, sólidos suspensos) e estruturais (granulometria, abrigo, mesohabitats). A complexidade da análise da estrutura do habitat aumentou ainda mais pela ação conjunta do fator temporal (comparação entre anos), com o aumento da pluviosidade em um dos anos estudados agindo principalmente sobre o fluxo e a disponibilidade de mesohabitats e de abrigo para a fauna.

O padrão de distribuição da fauna pode ser influenciado por mudanças no ambiente físico (Vannote et. al. 1980, Resh e Rosemberg 1984, Merritt e Cummins 1996), sendo a correnteza considerada um fator determinante para a estabilidade da fauna, agindo diretamente no substrato, afetando a distribuição de recursos alimentares, removendo nutrientes e mesmo arrastando a fauna (Allan 2004).

Para o Córrego Itaúna, a interação entre fatores espaciais e temporais na determinação do padrão de distribuição de invertebrados bentônicos também já havia sido verificada por Kikuchi e Uieda (1998). A elevada similaridade na estrutura da fauna dos dois trechos amostrados em 2015 pode estar relacionada ao aumento da vazão neste ano, provavelmente promovendo o arraste da fauna e dos detritos vegetais depositados sobre o leito, e favorecendo a meiofauna que vive no interstício do sedimento fino depositado entre o substrato rochoso, como Oligochaeta, abundante neste ano (Palmer e Strayer 1996, Domínguez e Fernández

2009). A separação das amostras de 2015 neste córrego esteve correlacionada também com a maior abundância de *Lopescladius* (Diptera) e *Camelobaetidius* (Ephemeroptera), por sua vez associados a mesohabitats de fluxo forte, como cascatas, corredeiras e rápidos, mais comuns no trecho fechado.

Por outro lado, a separação dos dois trechos do Itaúna em 2014 pode ser relacionada com a maior abundância de abrigo de madeira e de *Polypedilum* (Diptera) no trecho aberto e de banco de folhas e Trichoptera (*Smicridea* e *Metrichia*) no trecho fechado, com pouco arraste dos abrigos e da fauna a eles associada devido à baixa pluviosidade ocorrida na estação seca deste ano.

As larvas de Chironomidae constituem um grupo de insetos aquáticos conhecido pela elevada abundância e riqueza em todos os tipos de ambientes aquáticos (Strixino 2011), sendo *Polypedilum* encontrado em grande variedade de ambientes e *Lopescladius* adaptado a ambientes de maior correnteza (Trivinho-Strixino e Strixino 2005).

A ordem Trichoptera é considerada como importante bioindicador da estabilidade do ambiente, sendo sensível a alterações na quantidade de oxigênio dissolvido (Calor 2007, Dominguez e Fernández 2009). No Córrego Itaúna a variável oxigênio não foi determinante na estruturação do habitat ou da fauna, provavelmente por ter no geral apresentado valores elevados em todas as amostras. Porém, a associação dos dois gêneros de Trichoptera com banco de folhas depositados no leito do trecho fechado, material alóctone importado da vegetação ripária, poderia ser usada como uma característica bioindicadora de qualidade de habitat.

Juvenis de Ephemeroptera são considerados comuns em substrato rochoso e banco de folhas (Dominguez e Fernández 2009, Shimano et. al. 2012), em áreas de remanso ou corredeiras (Shimano et. al. 2012). Para o Córrego Itaúna, apesar do gênero *Camelobaetidius* não ter sido o mais abundante da ordem e o único que a correlação apontou como determinante na posição das amostras, a maioria dos demais gêneros de Ephemeroptera também foram mais abundantes no trecho fechado e em mesohabitats de fluxo forte.

Para o Córrego dos Farias, a diferenciação entre as amostras também foi fortemente influenciada tanto por características estruturais próprias dos trechos com e sem mata, como pelo aumento de pluviosidade em 2015. Porém, neste riacho a posição (montante) e a presença de alterações antrópicas no trecho fechado se somaram às características do habitat na estruturação da fauna. A elevada similaridade temporal na estrutura da fauna amostrada no trecho fechado do Córrego dos Farias pode estar relacionada com a maior fragilidade deste trecho, com redução da abundância da maioria dos grupos amostrados quando comparado ao trecho aberto. A maior quantidade de solo exposto nas margens e a presença de açudes acima

do trecho aberto contribuem com grande quantidade de sedimento fino, carregado pela correnteza forte em direção ao trecho fechado a jusante, onde este sedimento arenoso-lodoso tampona o substrato rochoso, reduzindo a qualidade e estabilidade do substrato e, consequentemente, reduzindo a diversidade da fauna. Segundo Allan (2004), a redução ou total supressão da mata ripária reduz o sombreamento, a estabilidade das margens e a entrada de material alóctone, mas aumenta a erosão e altera a estrutura trófica do trecho.

Por outro lado, a presença de macrófitas enraizadas no trecho aberto do Farias favoreceram sua similaridade temporal, pois este substrato contribui com a estabilidade e heterogeneidade do leito (Gregg e Rose 1985, Pelicice et. al. 2005), fornece abrigo para a fauna (Bunn et. al. 1997), além de proteção física contra predadores (Warfe e Barmuta 2006). Mesmo com estas diferenças marcantes entre os dois trechos do Córrego dos Farias, nenhuma característica do habitat foi apontada pela análise de correlação como determinante na diferenciação das amostras, o que reforça a complexidade e dificuldade em detectar padrões de variação estrutural.

Assim, para o Córrego dos Farias, a perda na qualidade ambiental ocasionada pela supressão da vegetação ripária parece ter sido compensada pelo estabelecimento do banco de macrófitas no leito. Segundo Casatti et. al. (2012), as macrófitas podem se estabelecer em ambientes que apresentam sedimento fino depositado sobre o substrato, proporcionando um ambiente favorável para o estabelecimento das plantas aquáticas, que por sua vez proporcionam abrigo para a fauna.

Quanto à fauna, no Córrego dos Farias dois grupos foram determinantes na separação temporal do trecho aberto, com maior abundância de *Thienemanniella* (Diptera) em 2015 e de Simuliidae em 2014, ambos associados à presença de macrófitas no leito. Segundo Strixino (2011), este gênero de Diptera-Chironomidae é abundante em trechos arenosos e também associado a plantas aquáticas. A ocorrência de Simuliidae pode estar relacionada ao hábito das larvas se prenderem a superfícies duras, como rochas ou vegetação submersa, enquanto filtram matéria orgânica em suspensão (Merritt e Cummins 1996).

Enquanto no Córrego Itaúna as respostas do habitat e da fauna na separação das amostras diferiram significativamente (análise RELATE), para o Córrego dos Farias as duas variáveis responderam de maneira concordante. Esta diferença na resposta está em grande parte relacionada com as diferenças na estrutura física dos dois riachos, principalmente quando comparadas as áreas com e sem mata. Estes resultados reforçam a dificuldade em detectar o padrão de variação do habitat e sua relação com a organização da fauna devido à interação entre

vários parâmetros (Allan 2004, Leung e Dudgeon 2011), e indicam a necessidade de ampliar os estudos em diferentes escalas espaciais.

Referências

- Afonso, A.A.O., R. Henry and R.C.S.M. Rodella. 2000. Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil), *Braz. Arch. Biol. Tech.* 43: 335-343.
- Allan, J.D. 1995. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman and Hall, London.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257-284.
- Amorim, A.C.F. and A.R. Castillo. 2009. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água do baixo Rio Perequê, Cubatão, São Paulo, Brasil. *Biodiversidade Pampeana* 7: 16-22.
- Agostinho, A.A, S. Thomaz and L.C. Gomes. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology* 19(3): 646-652.
- Barrella, W., M. Petreire JR, W.S. Smith and L.F.A. Montag. 2001. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: R.R. Rodrigues and H.F. Leitão Filho (eds.), *Matas ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP, São Paulo. pp. 187-207.
- Bunn, S.E., P.M. Davies and D.M Kellaway. 1997. Contributions of sugar cane and invasive pasture grass to the aquatic food web of a tropical lowland stream. *Marine Freshwater Research* 48: 173-179.
- Buss, D.F., D.F. Baptista and J.L. Nessimian. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de Rios. *Caderno Saúde Pública* 19(2): 465-473.
- Casatti, L., F. Langeani, A.M. Silva and R.M.C.S. Castro. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 66: 681-696.
- Casatti, L., F.B. Teresa, T. Gonçalves-Souza, E. Bessa, A.R. Manzotti, C.S. Gonçalves and J.O. Zeni. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotrop. Ichthyol.* 10: 205-214.
- Calor, R.A. 2007. Trichoptera. In: *Guia on-line de identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo*. Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico
- Clarke, K.R. and Gorley, R.M. *Primer v6: User manual/tutorial*. Plymouth: Primer-E, 2006.

- Domínguez, E. and H.R. Fernández. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- Gregg, W.W and F.L. Rose. 1985. Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure and microdistribution in streams. *Hydrobiologia* 128: 45-56.
- Golterman, H.L., R.S. Clymo and M.A.M. Ohnstad. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Scientific Publications, Oxford.
- Hauer, F.R. and V.H. Resh. 1996. Benthic macroinvertebrates. In: F.R. Hauer and G.A. Lamberti (eds.). *Methods in stream ecology*, Academic Press, San Diego. pp. 339-369.
- Iliopoulou-Georgudaki, J., V. Kantzaris, P. Katharios, P. Kaspiris, T. Georgiadis and B. Montesantou. 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecol. Indic.* 2(4): 345–360.
- Kaufmann, P.R., P. Levine, E.G. Robison, C. Seeliger and D.V. Peck. 1999. *Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams*. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Kikuchi, R.M. and V.S. Uieda. 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: J.L. Nessimian and A.L. Carvalho (eds.), *Ecologia de Insetos Aquáticos*. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, Série Oecologia Brasiliensis, pp. 157-173.
- Kuhlmann, M.L., G. Johnscher-Fornasaro, L.L. Ogura and H.R.V. Imbimbo. 2012. *Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo*. CETESB, São Paulo.
- Leung, A.S.L. and D. Dudgeon. 2011. Scales of spatiotemporal variability in macroinvertebrate abundance and diversity in monsoonal streams: detecting environmental change. *Freshw. Biol.* 56: 1193-1208.
- Lopretto, E.C. and G. Tell. 1995. *Ecossistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio*. Tomo III, Ed. Sur, Argentina.
- Merritt, R.W. and K.W. Cummins. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt, Dubuque.
- Mugnai, R., J.L. Nessimian and D.F. Baptista. 2010. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Technical Books, Rio de Janeiro.

- Palmer, M.A. and D.L. Strayer. 1996. Meiofauna. In: F.R. Hauer and G.A. Lamberti (eds.). *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego. pp. 315-336.
- Pennak, R.W. 1978. *Freshwater invertebrates of the United States*. John Wiley & Sons, New York.
- Pellicice, F.M., A.A. Agostinho and S.M. Thomaz. 2005. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecologica* 27: 9-16.
- Primer-E Ltd. 2009. Primer version 6.1.12 & Permanova + version 1.0.2.
- R Development Core Team. 2013. *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria. Available from: <http://www.r-project.org> (January 12, 2016).
- Resh, V.H. and D.M. Rosenberg. 1984. *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers, New York.
- Shimano, Y., F.F. Salles, L.R.R. Faria, H.S.R. Cabette and 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, Sér. Zool.*, 102(2): 187-196.
- Strixino, S.T. 2011. *Larvas de Chironomidae: guia de identificação*. São Carlos: Laboratório de Entomologia Aquática, Universidade Federal de São Carlos.
- Trivinho-Strixino, S. and G. Strixino. 2005. Chironomidae (Diptera) do Rio Ribeira (divisa dos Estados de São Paulo e Paraná) numa avaliação ambiental faunística. *Entomologia e Vectores*, 12 (2): 243-253.
- Townsend, C.R., S. Doledéc, R. Norris, K. Peacock and C. Arbuckle. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology* 48: 768–785.
- Uieda, V.S. and R.L. Motta. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnol. Bras.* 19: 15-30.
- Vannote J.B., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell and C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 37: 130-137.
- Warfe, D.M. and L.A. Barmuta. 2006. Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia* 150: 141-154.

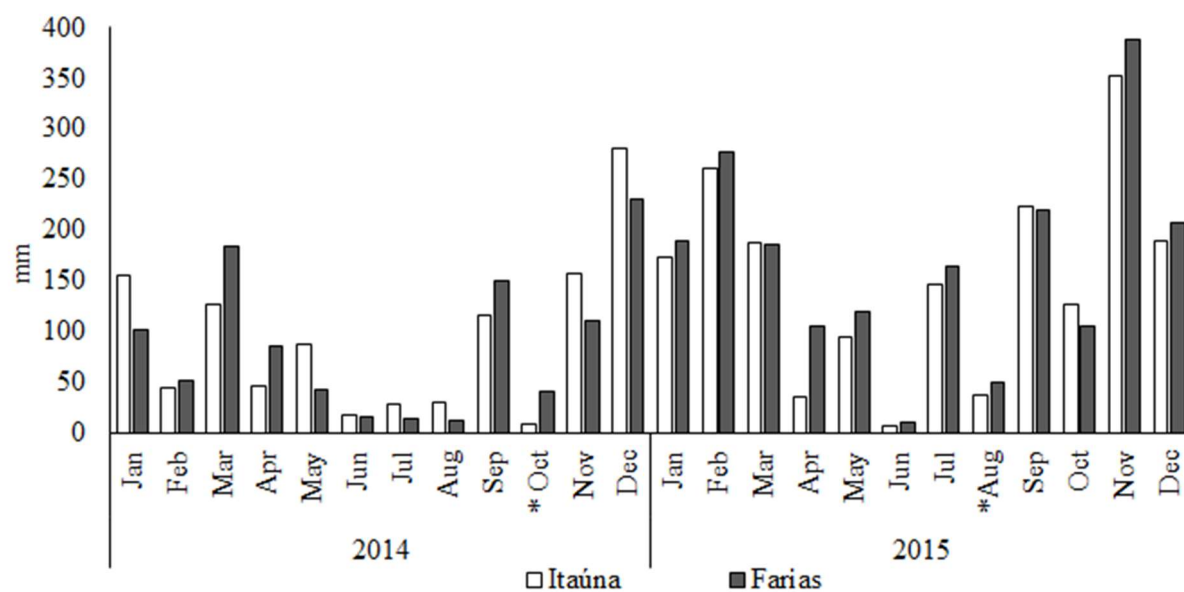


Figura 1. Valores mensais de pluviosidade (mm) mensurados nos municípios de Itatinga e Avaré, nos dois anos de estudo realizado nos córregos Itaúna (Itatinga) e Farias (Avaré), indicando os meses de coleta: *Oct- outubro com 9 e 40 mm, respectivamente no Itaúna e Farias; *Aug- agosto com 37 e 49mm.

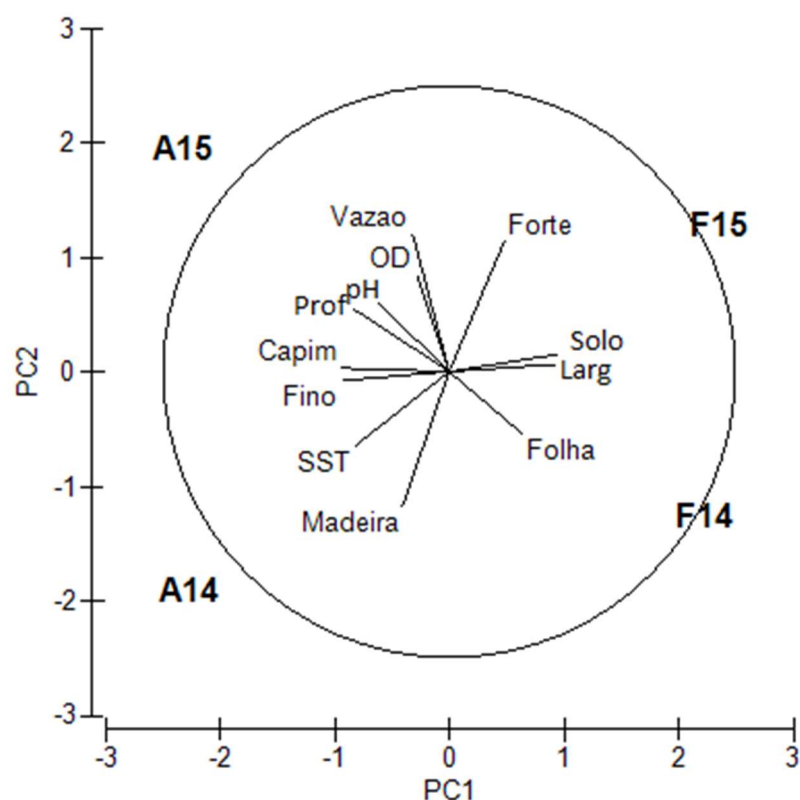


Figura 2. Resultados da análise de componentes principais (PCA) aplicada para os dados ambientais mensurados em quatro amostras realizadas no Córrego Itaúna: trecho aberto (A) e fechado (F) e em dois anos (2014 e 2015). No gráfico é mostrada a distribuição no espaço bidimensional das quatro amostras e, dentro do círculo, representados os vetores dos parâmetros analisados. Sigla das variáveis ambientais apresentadas na Tabela 1.

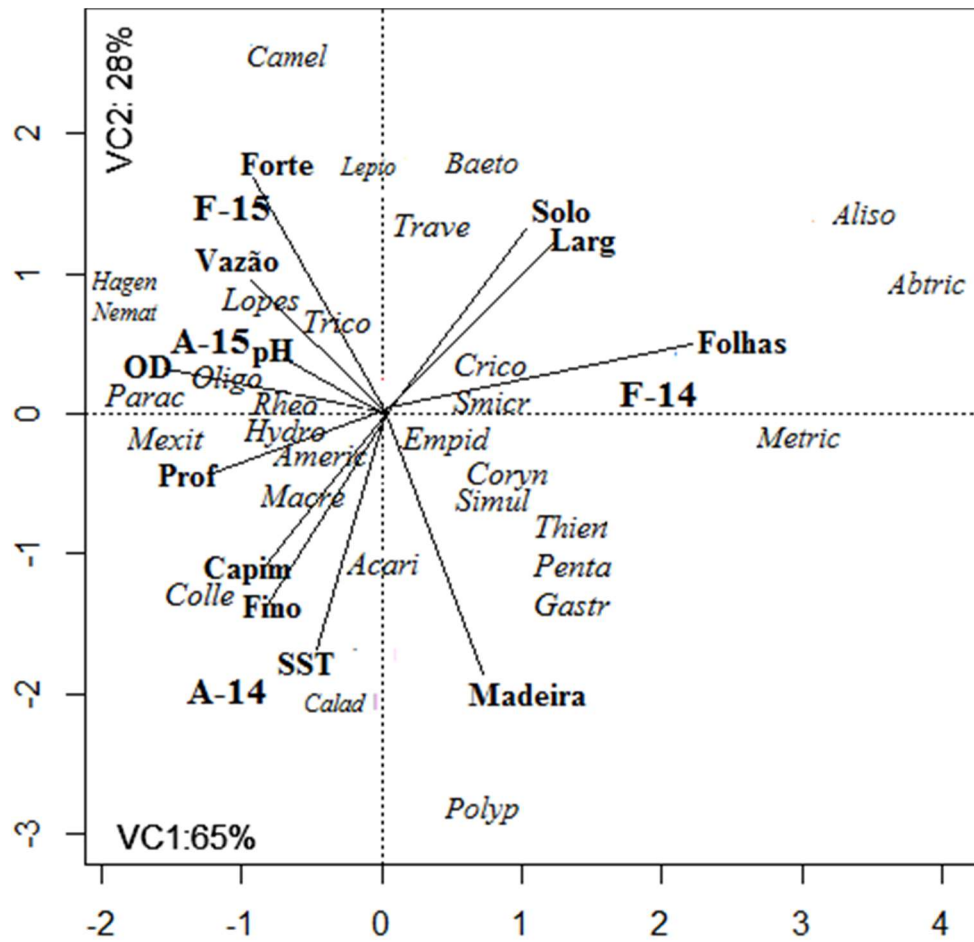


Figura 3. Diagrama dos dois primeiros eixos da análise de correlação canônica (CCA) aplicada para as variáveis ambientais e a abundância de invertebrados (somente UTO's com abundância relativa >1%) obtidas em quatro amostras realizadas no Córrego Itaúna: trecho aberto (A) e fechado (F) e em dois anos (2014 e 2015). Legenda das variáveis ambientais apresentada na Tabela 1 e das UTO's na Tabela 2.

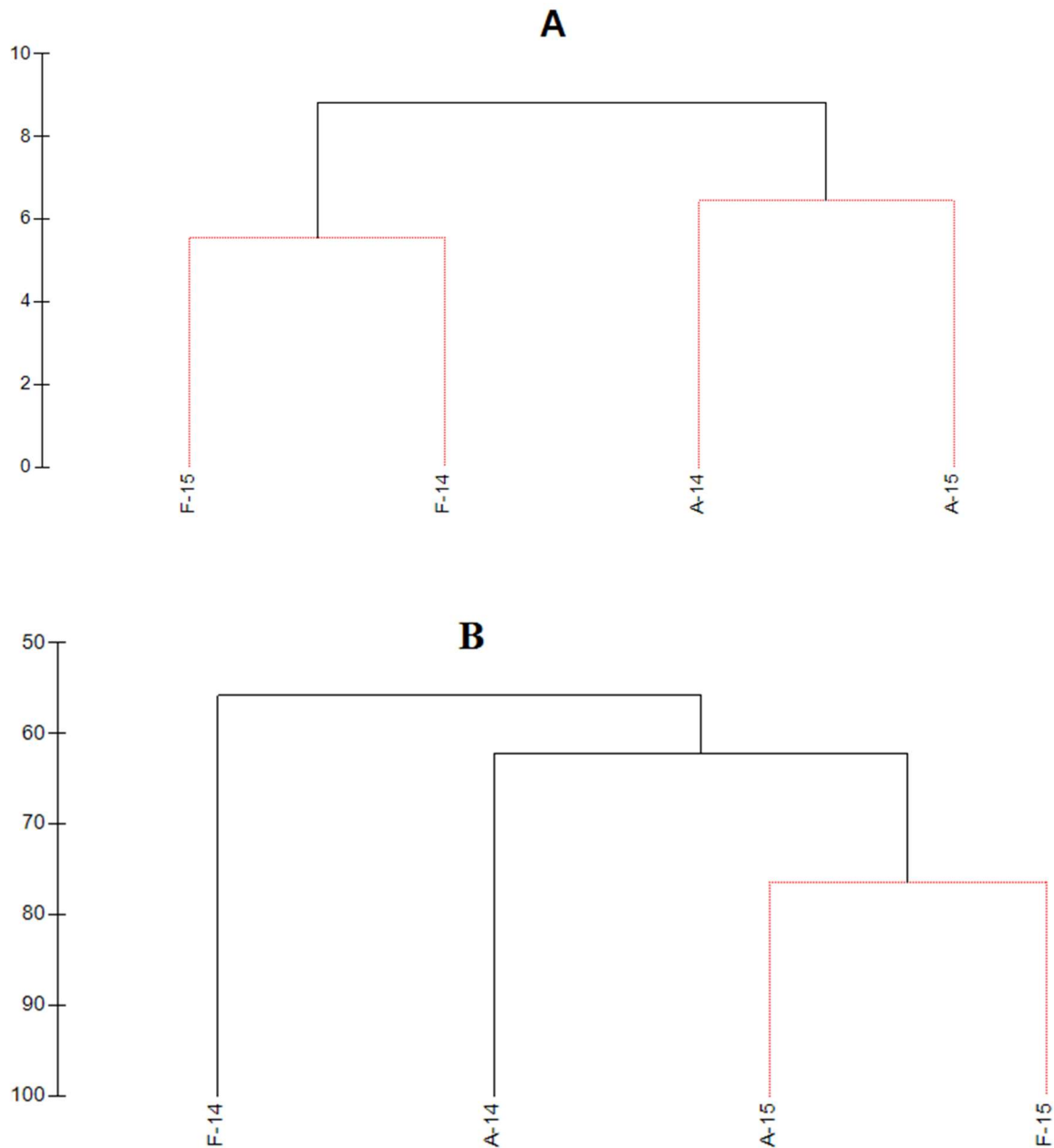


Figura 4. Dendrograma representando a classificação das amostras baseado na similaridade dos dados ambientais (A) e na similaridade dos dados de abundância do total de UTO's de invertebrados (B), mensurados nos anos de 2014 e 2015 nos trechos aberto (A-14, A-15) e fechado (F-14, F-15) do Córrego Itaúna, com o resultado do teste SIMPROF (amostras conectadas pela linha vermelha não podem ser diferenciadas significativamente).

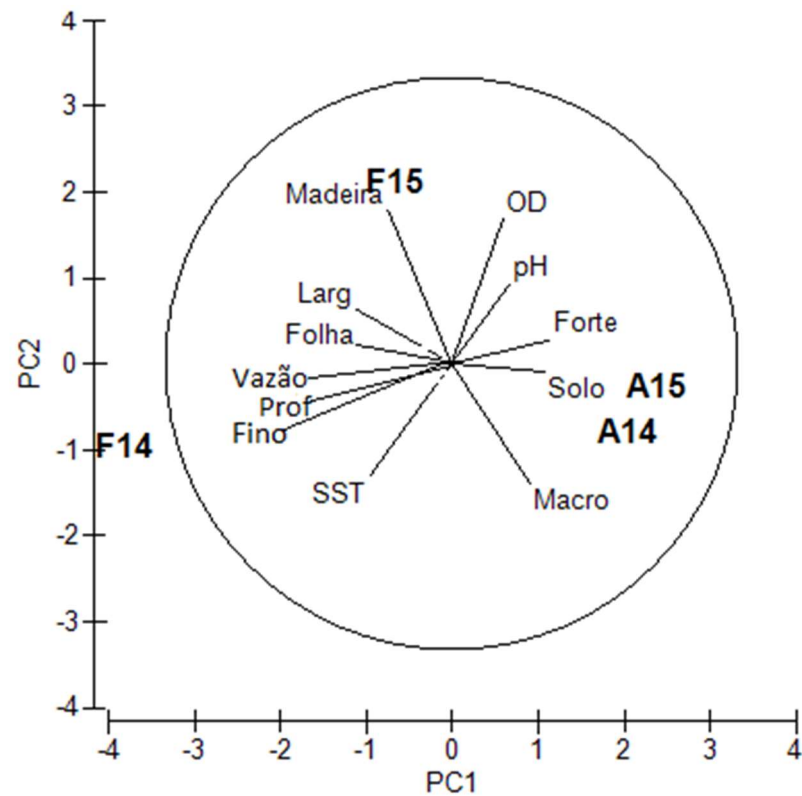


Figura 5. Resultados da análise de componentes principais (PCA) aplicada para os dados ambientais mensurados em quatro amostras realizadas no Córrego dos Farias: trecho aberto (A) e fechado (F) e em dois anos (2014 e 2015). No gráfico é mostrada a distribuição no espaço bidimensional das quatro amostras e, dentro do círculo, representados os vetores dos parâmetros analisados. Sigla das variáveis ambientais apresentadas na Tabela 4.

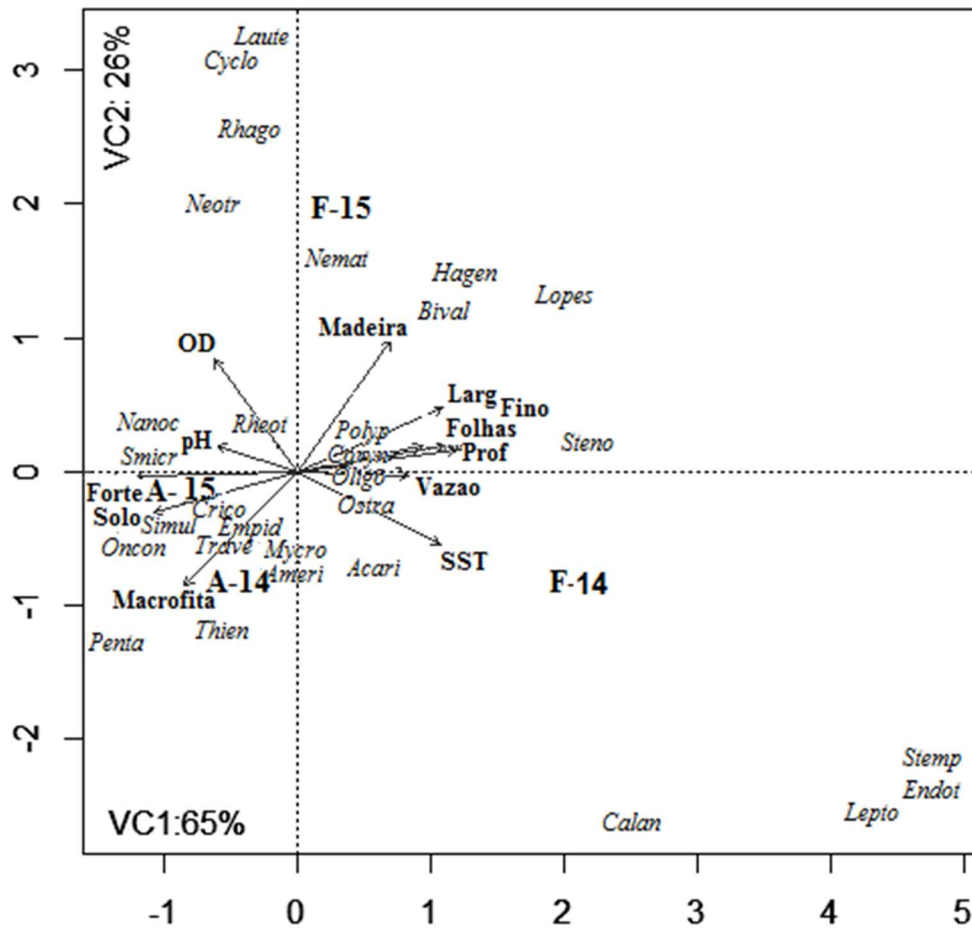


Figura 6. Diagrama dos dois primeiros eixos da análise de correlação canônica (CCA) aplicada para as variáveis ambientais e a abundância de invertebrados (somente UTO's com abundância relativa >1%) obtidas em quatro amostras realizadas no Córrego dos Farias: trecho aberto (A) e fechado (F) e em dois anos (2014 e 2015). Legenda das variáveis ambientais apresentada na Tabela 4 e das UTO's na Tabela 5.

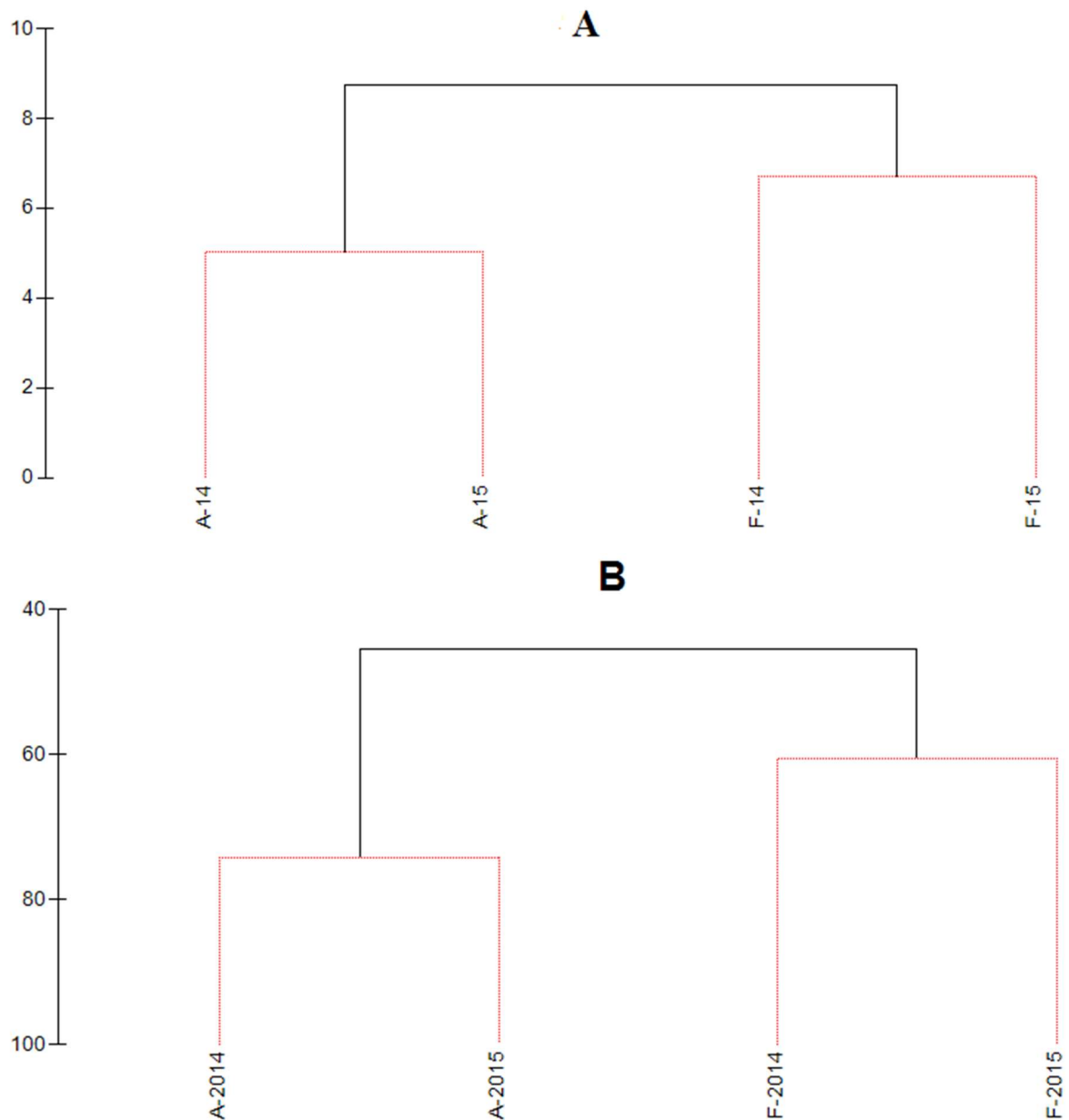


Figura 7. Dendrograma representando a classificação das amostras baseado na similaridade dos dados ambientais (A) e na similaridade dos dados de abundância do total de UTO's de invertebrados (B), mensurados nos anos de 2014 e 2015 nos trechos aberto (A-14, A-15) e fechado (F-14, F-15) do Córrego dos Farias, com o resultado do teste SIMPROF (amostras conectadas pela linha vermelha não podem ser diferenciadas significativamente).

Tabela 1. Variáveis ambientais mensuradas no Córrego Itaúna, em dois trechos (A- aberto, F- fechado) e dois anos (2014 e 2015), e valores dos coeficientes de combinação linear dos dois eixos da Análise de Componentes Principais (PC1 e PC2) aplicada a estes dados. Os valores que melhor explicaram a distribuição das amostras nos dois eixos estão em negrito. Substrato fino = cascalho médio e fino, grânulo, areia, silte, argila; Mesohabitats de fluxo forte = quedas, cascatas, corredeiras e rápidos.

Variáveis	Sigla	A-14	F-14	A-15	F-15	PC1	PC2
Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Vazao	0,08	0,09	0,23	0,14	-0,127	0,482
Profundidade média (cm)	Prof	34,40	21,93	46,43	24,26	-0,338	0,221
Largura média (m)	Larg	2,09	4,49	1,82	5,30	0,371	0,025
Substrato fino <16 mm (%)	Fino	82,86	20,00	75,24	21,90	-0,375	-0,032
Fluxo forte (%)	Forte	13,00	49,49	70,00	92,66	0,192	0,455
Estimativa solo exposto (%)	Solo	1,36	50,00	7,73	54,89	0,375	0,06
Abrigo de capim (%)	Capim	69,77	12,50	76,14	5,91	-0,376	0,012
Abrigo banco de folhas (%)	Folhas	3,18	31,36	2,73	7,27	0,256	-0,218
Abrigo madeira (%)	Madeira	25,68	11,82	4,09	1,82	-0,164	-0,471
pH	pH	7,25	7,27	7,59	7,14	-0,246	0,238
Sólidos suspensos totais (mg L^{-1})	SST	4,57	1,65	2,76	0,92	-0,326	-0,258
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	OD	8,67	7,28	8,98	9,38	-0,112	0,337

Tabela 2. Abundância absoluta dos invertebrados bentônicos amostrados em quatro coletas realizadas no Córrego Itaúna: trecho aberto (A) e fechado (F) e em dois anos (2014 e 2015).

Fauna	Sigla	A-14	F-14	A-15	F-15
Mollusca-Gastropoda-Ancylidae	Gastr	53	39	3	3
Annelida-Oligochaeta	Oligo	137	8	441	347
Nematoda	Nemat	2	0	21	3
Chelicerata-Acarina	Acari	344	103	35	43
Collembola-Isotomidae	Colle	59	2	34	4
Coleoptera-Elmidae- <i>Heterelmis</i>	Heter	49	98	124	42
Coleoptera-Elmidae- <i>Macrelmis</i>	Macre	8	3	17	1
Diptera-Chironomidae- <i>Caladomyia</i>	Calad	860	13	10	5
Diptera-Chironomidae- <i>Polypedilum</i>	Polyp	48	9	1	0
Diptera-Chironomidae- <i>Rheotanytarsus</i>	Rheot	58	49	154	35
Diptera-Chironomidae- <i>Corynoneura</i>	Coryn	44	84	6	12
Diptera-Chironomidae- <i>Cricotopus</i>	Crico	136	1335	221	116
Diptera-Chironomidae- <i>Lopescladius</i>	Lopes	19	7	73	60
Diptera-Chironomidae- <i>Paracladius</i>	Parac	32	0	32	63
Diptera-Chironomidae- <i>Thienemanniella</i>	Thien	52	52	5	7
Diptera-Chironomidae- <i>Pentaneura</i>	Penta	60	55	4	4
Diptera-Empididae	Empid	86	121	18	21
Diptera-Simuliidae	Simul	674	710	42	41
Ephemeroptera-Baetidae- <i>Americabaetis</i>	Ameri	233	24	108	19
Ephemeroptera-Baetidae- <i>Baetodes</i>	Baeto	1	56	15	44
Ephemeroptera-Baetidae- <i>Camelobaetidius</i>	Camel	0	4	28	65
Ephemeroptera-Leptohyphidae- <i>Leptohyphes</i>	Lepto	1	32	35	32
Ephemeroptera-Leptohyphidae- <i>Traveryphe</i>	Trave	19	1325	43	414
Ephemeroptera-Leptohyphidae- <i>Tricorythopsis</i>	Trico	58	45	45	244
Ephemeroptera-Leptophlebiidae- <i>Hagenulopsis</i>	Hagen	3	0	29	7
Trichoptera-Glossosomatidae- <i>Mexitrichia</i>	Mexit	14	0	20	14
Trichoptera-Hydropsychidae- <i>Smicridea</i>	Smicr	22	277	9	15
Trichoptera-Hydroptilidae- <i>Abtrichia</i>	Abtri	0	175	0	0
Trichoptera-Hydroptilidae- <i>Alisotrichia</i>	Aliso	0	593	0	2
Trichoptera-Hydroptilidae- <i>Hydroptila</i>	Hydro	46	3	11	35
Trichoptera-Hydroptilidae- <i>Metrichia</i>	Metri	3	148	0	1

Tabela 3. Valores dos coeficientes dos dois eixos da correlação canônica (CCA) aplicada para as variáveis ambientais e abundância de invertebrados (somente UTO's com abundância relativa >1%), obtidas em quatro amostras realizadas no Córrego Itaúna (dois trechos e dois anos). Resultado da análise de significância das variáveis na projeção das amostras (*p<0,05). Siglas das variáveis ambientais na Tabela 1 e da fauna na Tabela 2.

Ambiente							
	CA1	CA2	p		CA1	CA2	p
Vazao	-0,75597	0,65461	0,65934	Capim	-0,70210	-0,71208	0,64535
Prof	-0,96462	-0,26365	0,75824	Folhas	0,97029	0,24194	0,04895 *
Larg	0,61185	0,79097	0,64535	Madeira	0,20826	-0,97807	0,11189
Fino	-0,66882	-0,74343	0,40360	pH	-0,96072	0,27753	1,00000
Forte	-0,25352	0,96733	0,12088	SST	-0,29088	-0,95676	0,24875
Solo	0,60595	0,79551	0,48352	OD	-0,99137	0,13106	0,31968
Fauna							
	CA1	CA2	p		CA1	CA2	p
Gastr	0,64761	-0,76197	0,23077	Empid	0,81531	-0,57902	0,09491
Oligo	-0,99520	0,09782	0,16983	Simul	0,72009	-0,69388	0,13886
Nemat	-0,97480	0,22306	0,47552	Ameri	-0,50332	-0,86410	0,46254
Acari	0,29369	-0,95590	0,28571	Baeto	0,43316	0,90132	0,08991
Colle	-0,70624	-0,70797	0,36563	Camel	-0,37530	0,92690	0,04496 *
Heter	0,66831	0,74388	1,00000	Lepto	0,16699	0,98596	0,50549
Macre	-0,69113	-0,72273	0,93606	Trave	0,74986	0,66159	0,34066
Calad	-0,08231	-0,99661	0,17582	Trico	-0,63734	0,77058	0,90609
Polyp	0,35740	-0,93395	0,04496 *	Hagen	-0,96804	0,25078	0,22677
Rheot	-0,99801	-0,06299	0,93606	Mexit	-0,99223	-0,12444	0,08292
Coryn	0,88043	-0,47417	0,13986	Smicr	1,00000	-0,00109	0,04496 *
Crico	0,97958	0,20108	0,43756	Abtri	0,98634	0,16472	0,23277
Lopes	-0,92386	0,38273	0,04496 *	Aliso	0,96459	0,26376	0,09091
Parac	-0,99810	-0,06159	0,39960	Hydro	-0,87585	-0,48258	0,54545
Thien	0,72655	-0,68711	0,32468	Metri	0,99951	-0,03122	0,04496 *
Penta	0,69399	-0,71998	0,23077				

Tabela 4. Variáveis ambientais mensuradas no Córrego dos Farias, em dois trechos (A- aberto, F- fechado) e dois anos (2014 e 2015), e valores dos coeficientes de combinações lineares dos dois eixos da Análise de Componentes Principais (PC1 e PC2) aplicada a estes dados. Em negrito os valores que melhor explicaram a distribuição das amostras nos dois eixos. Substrato fino = cascalho médio e fino, grânulo, areia, silte, argila; Mesohabitats de fluxo forte = quedas, cascatas, corredeiras e rápidos.

Variáveis	Sigla	A-14	F-14	A-15	F-15	PC1	PC2
Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Vazao	0,21	0,23	0,16	0,21	-0,264	-0,028
Profundidade média (cm)	Prof	44,30	56,00	42,58	49,24	-0,347	-0,019
Largura média (m)	Larg	1,75	2,30	1,64	2,17	-0,332	0,189
Substrato fino < 16 mm (%)	Fino	76,19	92,38	83,81	83,81	-0,294	-0,056
Fluxo forte (%)	Forte	33,00	6,00	39,09	24,55	0,344	0,082
Estimativa solo exposto (%)	Solo	72,39	25,68	58,18	46,70	0,327	-0,029
Abrigo macrofitas (%)	Macro	65,00	12,27	48,41	1,36	0,273	-0,417
Abrigo banco de folhas (%)	Folhas	3,18	7,95	0,45	5,45	-0,330	0,043
Abrigo madeira (%)	Madeira	0,00	10,00	0,00	19,09	-0,222	0,537
pH	pH	7,57	7,22	7,33	7,5	0,202	0,277
Sólidos suspensos totais (mg L^{-1})	SST	1,55	4,52	1,39	1,09	-0,286	-0,394
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	OD	7,19	6,47	9,17	9,17	0,180	0,506

Tabela 5. Abundância absoluta dos invertebrados bentônicos amostrados em quatro coletas realizadas no Córrego dos Farias: trecho aberto (A) e fechado (F) e em dois anos (2014 e 2015).

Fauna		A-14	F-14	A-15	F-15
Mollusca-Bivalvia	Bival	103	43	53	42
Annelida-Oligochaeta	Oligo	0	1	6	3
Nematoda	Nemat	30	9	6	3
Chelicerata-Acarina	Acari	1	2	0	0
Crustacea-Copepoda-Calanoida	Calan	0	0	3	3
Crustacea-Copepoda-Cyclopoida	Cyclo	7	2	1	2
Crustacea-Ostracoda	Ostra	194	7	163	5
Coleoptera-Elmidae- <i>Microcylloepus</i>	Mycro	0	2	0	0
Diptera-Chironomidae- <i>Endotribelos</i>	Endot	1	0	1	6
Diptera-Chironomidae- <i>Lauterborniella</i>	Laute	12	11	30	10
Diptera-Chironomidae- <i>Polypedilum</i>	Polyp	413	4	195	49
Diptera-Chironomidae- <i>Rheotanytarsus</i>	Rheot	0	2	0	0
Diptera-Chironomidae- <i>Stempellinella</i>	Stemp	0	3	1	1
Diptera-Chironomidae- <i>Stenochironomus</i>	Steno	8	7	17	6
Diptera-Chironomidae- <i>Corynoneura</i>	Coryn	47	1	130	4
Diptera-Chironomidae- <i>Cricotopus</i>	Crico	2	11	0	14
Diptera-Chironomidae- <i>Lopescladius</i>	Lopes	4	0	21	2
Diptera-Chironomidae- <i>Nanocladius</i>	Nanoc	41	0	100	2
Diptera-Chironomidae- <i>Onconeura</i>	Oncon	121	2	71	1
Diptera-Chironomidae- <i>Thienemanniella</i>	Thien	9	0	23	0
Diptera-Chironomidae- <i>Pentaneura</i>	Penta	24	1	15	2
Diptera-Empididae	Empid	155	0	144	6
Diptera-Simuliidae	Simul	267	13	60	5
Ephemeroptera-Baetidae- <i>Americabaetis</i>	Ameri	0	2	0	0
Ephemeroptera-Leptohyphidae- <i>Leptohyphes</i>	Lepto	321	2	447	5
Ephemeroptera-Leptohyphidae- <i>Traveryphe</i>	Trave	0	3	3	4
Ephemeroptera-Leptophlebiidae- <i>Hagenulopsis</i>	Hagen	1	0	1	3
Hemiptera-Veliidae- <i>Rhagovelia</i>	Rhago	76	0	122	7
Trichoptera-Hydropsychidae- <i>Smicridea</i>	Smicr	1	0	5	4
Trichoptera-Hydroptilidae- <i>Neotrichia</i>	Neotr	1	0	5	4

Tabela 6. Valores dos coeficientes dos dois eixos da correlação canônica (CCA) aplicada para as variáveis ambientais e abundância de invertebrados (somente UTO's com abundância relativa >1%), obtidas em quatro amostras realizadas no Córrego dos Farias (dois trechos e dois anos). Resultado da análise de significância das variáveis na projeção das amostras (* $p < 0,05$). Siglas das variáveis ambientais na Tabela 4 e da fauna na tabela 5.

Ambiente							
	CA1	CA2	p		CA1	CA2	p
Vazao	0,99927	-0,03808	0,68432	Macro	-0,70152	-0,71265	0,08092
Prof	0,99161	0,12925	0,08591	Folhas	0,98528	0,17097	0,32767
Larg	0,91771	0,39725	0,20380	Madeira	0,58590	0,81038	0,16783
Fino	0,98107	0,19368	0,58142	pH	-0,95113	0,30880	0,77722
Forte	-0,99956	-0,02963	0,16384	SST	0,88971	-0,45653	0,18282
Solo	-0,96054	-0,27815	0,23976	OD	-0,59834	0,80124	0,50649
Fauna							
	CA1	CA2	p		CA1	CA2	p
Bival	0,50239	0,86464	0,34865	Crico	-0,93665	-0,35026	0,26074
Oligo	-0,65192	-0,75828	0,54545	Lopes	0,85463	0,51924	0,49550
Nemat	-0,33129	0,94353	0,83716	Nanoc	-0,99797	-0,06366	0,49451
Acari	-0,24648	-0,96915	0,54645	Oncon	-0,93496	-0,35476	0,21578
Calan	0,65965	-0,75157	0,51449	Thien	-0,76781	-0,64068	0,04595 *
Cyclo	-0,44025	0,89788	0,67433	Penta	-0,86364	-0,50412	0,33467
Ostra	-0,28512	-0,95849	0,91209	Empid	-0,86250	-0,50605	0,16683
Mycro	-0,78814	-0,61549	0,16484	Simul	-0,95047	-0,31081	0,04595 *
Endot	0,94515	-0,32662	0,26374	Ameri	-0,62992	-0,77666	0,25275
Laute	-0,27119	0,96253	0,25375	Lepto	0,94515	-0,32662	0,26374
Polyp	-0,94405	-0,32981	0,74925	Trave	-0,88223	-0,47081	0,21578
Rheot	-0,98165	-0,19068	0,20380	Hagen	0,49843	0,86693	0,58841
Stemp	0,94515	-0,32662	0,26374	Rhago	-0,48299	0,87563	0,09091
Steno	0,97169	0,23626	0,66733	Smicr	-0,97539	-0,22049	0,08891
Coryn	-0,89761	-0,44079	0,70729	Neotr	-0,73669	0,67623	0,47752

ANEXO

PROTOCOLO DE ANÁLISE FÍSICA DO HABITAT

Ficha de campo e esquema do método de coleta dos dados

(Adaptado de Kaufman et al. 1999)

Protocolo - Transecto: (A) (B) (C) (D) (E) (F) (G) (H) (I) (J) (K) Ponto: ____ Data: ____/____/____

SUBSTRATO DA SEÇÃO TRANSVERSAL					CÓDIGO TAMANHO DO SUBSTRATO	
	Prof. cm	Cód. Tam. Substr.	Imersão 0-100%	OBS	RS = Rocha (lisa) – CARRO	
ESQ.					RR = Rocha (rugosa) – CARRO	
C.ESQ.					RC = Concreto / Asfalto	
CENTRO					XB = Matacão – CAIXA D'ÁGUA até CARRO (1 a 4m)	
C. DIR.					SB = Matacão – BOLA DE BASQUETE até CAIXA D'ÁGUA	
DIR.					CB = Bloco – BOLA DE TENIS até BOLA DE BASQUETE	
MEDIDAS DA MARGEM					GC = Cascalho Grosso – JABUTICABA até BOLA DE TENIS	
					GF = Cascalho Fino – JOANINHA até JABUTICABA	
		Ângulo da Margem	OBS:		SA = Areia – AREIA até JOANINHA	
ESQ.					FN = Silte / Argila / Lama – NAO ARENOSO	
DIR.					HP = Hardpan – ARGILA CONSOLIDADA	
Larg. Molhada (cm)					BF = Banco de Folhas e Galhos Pequenos	
Larg. Barra Canal (cm)					SF = Serrapilheira Fina	
					MA = Macrófitas	
					AL = Algas	
					RT = Raízes Finas da Mata Ciliar	
					WD = Madeira (qualquer tamanho)	
					OT = Outro – comentário:	

ABRIGO PARA PEIXES						COBERTURA DO DOSSEL (1-17)	
0=Ausente 1 = Esparso (<10%) 2 = Médio (10-40%) 3 = Denso (40-75%) 4 = Muito Denso (>75%)							
	Cobertura no canal					OBS:	
Algas Filamentosas	0	1	2	3	4		
Plantas Aquáticas	0	1	2	3	4		
Pedaços de Madeira (Grande>30cm)	0	1	2	3	4		
Pedaços de Madeira (Pequeno<30cm)	0	1	2	3	4		
Árvores vivas ou Raízes	0	1	2	3	4		
Banco de Folhas	0	1	2	3	4		
Vegetação Pendurada (<1m da superf.)	0	1	2	3	4		
Margem escavada	0	1	2	3	4		
Matacão	0	1	2	3	4		
Estruturas Artificiais	0	1	2	3	4		

ESTIMATIVAS VISUAIS DA ZONA RIPARIA												
0= Ausente 1= Esparso (<10%) 2= Médio (10-40%) 3= Denso (40-75%) 4= Muito Denso (>75%)												
Margem Esquerda						Margem Direita						OBS:
DOSSEL (>5m de altura)												
Árvore Grande (DAP>30cm)	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4		
Árvore Pequena (DAP<30cm)	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4		
SUB BOSQUE (0,5 – 5m de altura)												
Arbusto	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4		
Erva e Gramínea	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4		
VEGETAÇÃO RASTEIRA (<0,5m de altura)												
Arbusto	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4		
Erva e Gramínea	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4		
Solo nu ou Serrapilheira	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4		

Protocolo - Seções: (A-B) (B-C) (C-D) (D-E) (E-F) (F-G) (G-H) (H-I) (I-J) (J-K)

PERFIL LONGITUDINAL							Comp. Total:			
Transecto	Prof. Talvegue cm	Larg. Molhada cm	Largura Barra de Canal (cm)		Sedim.Peq. <Cascalho	Cód. Unid. Canal	Cód. Form. Piscina	Canal Lateral	Remanso	OBS.
0			S	N		S	N		S	N
1			S	N		S	N		S	N
2			S	N		S	N		S	N
3			S	N		S	N		S	N
4			S	N		S	N		S	N
5			S	N		S	N		S	N
6			S	N		S	N		S	N
7			S	N		S	N		S	N
8			S	N		S	N		S	N
9			S	N		S	N		S	N
10			S	N		S	N		S	N

SUBSTRATO *5*	ESQ.		C.ESQ.		CENT.		C.DIR.		DIR.	
-------------------------	------	--	--------	--	-------	--	--------	--	------	--

CÓDIGO DA PISCINA
N = Não é uma piscina
W = Pedacos grandes de madeira
R = Raiz
B = Matação ou Rocha
F = Desconhecido/Fluvial

CÓDIGO DA UNIDADE DE CANAL
PP = Piscina após queda d'água
PT = Piscina entricheirada no meio do canal
PL = Piscina formada pela margem
PB = Piscina formada por remanso
PD = Piscina formada por represamento
GL = Fluxo suave
RI = Corredeira
RA = Rápido
CA = Cascata
FA = Queda
DR = Canal seco

CÓDIGO TAMANHO DO SUBSTRATO
RS = Rocha (lisa) – CARRO
RR = Rocha (rugosa) – CARRO
RC = Concreto / Asfalto
XB = Matação – CAIXA D'ÁGUA até CARRO (1 a 4m)
SB = Matação – BOLA DE BASQUETE até CAIXA D'ÁGUA
CB = Bloco – BOLA DE TÊNIS até BOLA DE BASQUETE
GC = Cascalho Grosso – JABUTICABA até BOLA DE TÊNIS
GF = Cascalho Fino – JOANINHA até JABUTICABA
SA = Areia – AREIA até JOANINHA
FN = Silte / Argila / Lama – NÃO ARENOSO
HP = Hardpan – ARGILA CONSOLIDADA
BF = Banco de Folhas e Galhos Pequenos
SF = Serrapilheira Fina
MA = Macrófitas
AL = Algas
RT = Raízes Finas da Mata Ciliar
WD = Madeira (qualquer tamanho)
OT = Outro – comentário:

Protocolo - Medidas de Correnteza e Vazão

Ponto: ____ Data: ____/____/____

MEDIDAS PARA O CÁLCULO DA VAZÃO

Ponto Jusante	
Distância	
Tempo 1	
Tempo 2	
Tempo 3	
Suplementar	

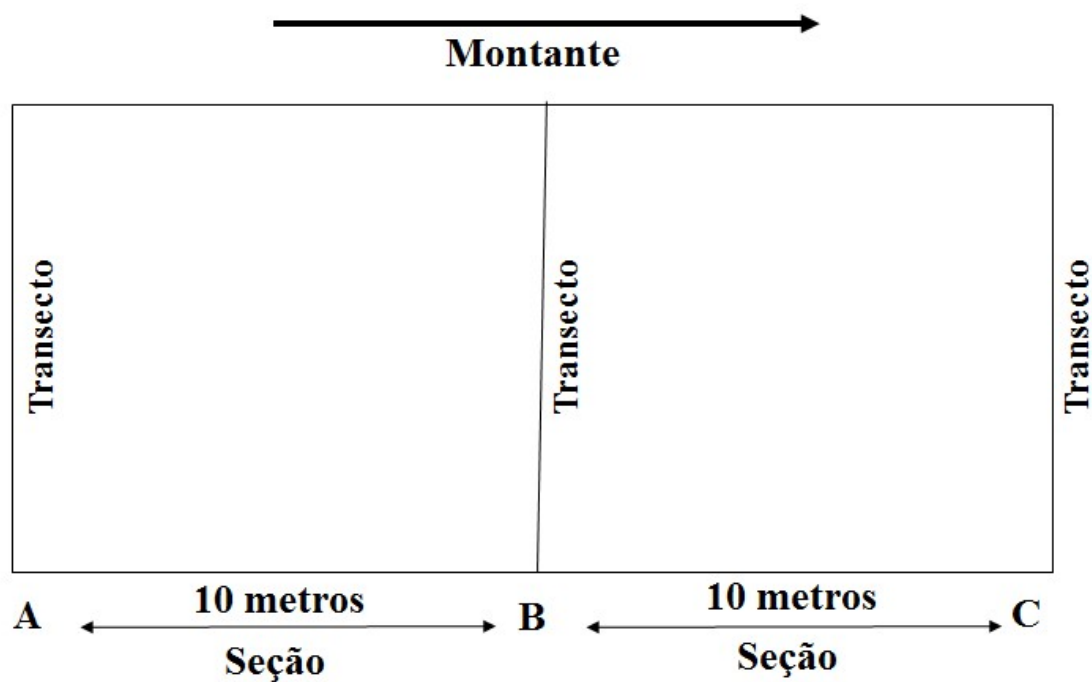
Ponto Intermediário	
Distância	
Tempo 1	
Tempo 2	
Tempo 3	
Suplementar	

Ponto Montante	
Distância	
Tempo 1	
Tempo 2	
Tempo 3	
Suplementar	

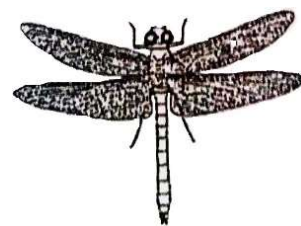
Profundidades			
J		M	
0		0	
20		20	
40		40	
60		60	
80		80	
100		100	
120		120	
140		140	
160		160	
180		180	
200		200	
220		220	
240		240	
260		260	
280		280	
300		300	
320		320	
340		340	
360		360	
380		380	
400		400	
420		420	
440		440	
460		460	
480		480	
500		500	
520		520	
540		540	
560		560	
580		580	
600		600	

Profundidades			
J		M	
0		0	
20		20	
40		40	
60		60	
80		80	
100		100	
120		120	
140		140	
160		160	
180		180	
200		200	
220		220	
240		240	
260		260	
280		280	
300		300	
320		320	
340		340	
360		360	
380		380	
400		400	
420		420	
440		440	
460		460	
480		480	
500		500	
520		520	
540		540	
560		560	
580		580	
600		600	

Profundidades			
J		M	
0		0	
20		20	
40		40	
60		60	
80		80	
100		100	
120		120	
140		140	
160		160	
180		180	
200		200	
220		220	
240		240	
260		260	
280		280	
300		300	
320		320	
340		340	
360		360	
380		380	
400		400	
420		420	
440		440	
460		460	
480		480	
500		500	
520		520	
540		540	
560		560	
580		580	
600		600	



Representação esquemática do método de aplicação do protocolo de análise física do habitat, exemplificando duas do total de 10 seções (A-B até J-K) utilizadas para coleta dos dados. Algumas variáveis são mensuradas nos transectos (Página 1 - ficha de campo) e outras nas seções (Página 2 – ficha de campo), sempre no sentido jusante-montante.



Conclusões Gerais

CONCLUSÕES GERAIS

- ✓ O presente estudo possibilitou ampliar o conhecimento sobre a estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois riachos com trechos que apresentam ou não vegetação ripária.
- ✓ Os dois riachos estudados apresentaram grande semelhança na composição da fauna, com maior abundância de insetos aquáticos, representados principalmente pelas ordens Diptera e Ephemeroptera.
- ✓ A manutenção ou retirada da vegetação ripária não atuou isoladamente sobre a estrutura da fauna, a qual foi também influenciada pela posição (montante ou jusante) do trecho com mata e por características estruturais próprias de cada trecho estudado, como presença de intervenções antrópicas nas proximidades (açudes) e tipo de substrato do leito.
- ✓ As análises de ordenação, correlação e similaridade dos dois conjuntos de dados (ambiente e fauna) indicaram uma forte interação entre diferentes variáveis na estruturação da fauna de invertebrados, com alguns grupos taxonômicos apresentando maior força de interação com características do habitat relacionadas com o fluxo, substrato do leito, mesohabitats e abrigo para a fauna.
- ✓ Somente para um dos córregos estudados houve semelhança na resposta dos parâmetros ambientais e da abundância da fauna na separação das amostras (trechos e anos), com o valor elevado de correlação comprovando uma diferença significativa entre os trechos e não entre os anos.
- ✓ Detectar a relação entre a variação das características do habitat e a estrutura da fauna não é fácil, pois a interação entre vários parâmetros pode maquiar as possíveis diferenças em diferentes escalas. Porém, as análises realizadas no presente trabalho permitiram ao mesmo tempo isolar e relacionar as variáveis analisadas e definir padrões de distribuição espacial e temporal.