Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"
Instituto de Biociências – Campus de Botucatu
Pós-Graduação em Ciências Biológicas: Zoologia

Dissertação de Mestrado

Qualidade da água e macroinvertebrados em córregos periurbanos: Um estudo de caso em Angatuba (SP)

Daniela Aparecida Silveira Cesar

Orientador: Prof. Dr. Raoul Henry

Botucatu – SP
2018

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS DE BOTUCATU

Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas

Área de Concentração: Zoologia

Qualidade da água e macroinvertebrados em córregos periurbanos: Um estudo de caso em Angatuba (SP)

Daniela Aparecida Silveira Cesar

Orientador: Prof. Dr. Raoul Henry

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

Botucatu – SP

2018

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

Cesar, Daniela Aparecida Silveira.
Qualidade da água e macroinvertebrados em córregos periurbanos : um estudo de caso em Angatuba (SP) / Daniela Aparecida Silveira Cesar. - Botucatu, 2018

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu
Orientador: Raoul Henry
Capes: 20502001

1. Variação (Biologia). 2. Degradação ambiental. 3. Invertebrados de água doce. 4. Solo - Uso. 5. Estações do Ano.

Palavras-chave: Degradação ambiental; Invertebrados aquáticos; Sazonalidade; Uso da terra; Variação espacial.

Dedico este trabalho ao meu irmão Leandro (in memorian), que nos deixou há pouco tempo, mas a saudade ainda é grande. O conforto é saber que você está em um lugar melhor, ao lado de Deus olhando por nós.

"Não há adeus mais difícil do que aquele que sabemos que é para sempre"

(Professor Galvão)

Aos meus pais, Jair e Fernanda, por tudo que fizeram por mim ao longo da minha vida. Apesar das dificuldades sempre me ajudaram quando precisei e sem o apoio e carinho de vocês, nada disso seria possível.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, por todas as oportunidades que me proporciou ao longo da minha vida.

À minha família (pais, irmãos, avós e sobrinhos) por todo amor, carinho, compreensão e apoio durante esses oito anos longe de casa.

Ao meu orientador Raoul Henry por todos esses anos de ensinamentos, oportunidades, confiança e dedicação para que este trabalho fosse realizado. Muito obrigada por tudo professor.

Ao meu namorado Adriano, por estar por perto sempre que precisei e por todos os momentos de alegria, companherismo e carinho que passamos nesses últimos anos. Sua ajuda foi fundamental para a realização deste trabalho.

Aos meus amigos do laboratório Ana Maria, Carol Pratânia, Carol mineira, Luana, Paula, Marco Aurélio, Jorge, Danilo, Eduardo, João, Ju Pomari, Bárbara, Mirian, Rosa e Rose pela amizade, conselhos e ajudas no dia a dia.

Aos amigos do departamento Dino, Valter, Ana Liz, Maria Inês, Érika, Carol, Lais, Ana, Bel e James por toda ajuda, risadas e convivência diária.

Aos meus amigos da graduação (Bioxlvi) pelos ótimos momentos que passamos ao longo da faculdade e que muitas amizades levarei para a vida toda.

Às minhas queridas amigas (Tamires, Emori e Thaís) por todos esses anos de amizade que sempre lembrarei com muito amor e carinho. Obrigada por tudo meninas!

Aos professores do departamento de Zoologia: Marcos, Virgínia, Tony e Benine pelos ensinamentos e convivência diária.

Aos membros da minha banca de qualificação, Dra. Virgínia Sanches Uieda e Dra. Erika Mayumi Shimabukuro que contribuíram significantemente com sugestões para melhoria da dissertação.

Ao Hamilton e ao Miguel por toda ajuda durante as coletas de campo.

Aos moradores de Angatuba e membros das equipes (Grupo Eco Road, Fórum Ambiental, Secretaria da Educação e Câmara dos Vereadores) pelo convite e oportunidade de divulgação do trabalho em eventos e escolas da cidade.

Ao Instituto de Biociências e Departamento de Zoologia da UNESP pelo espaço cedido, apoio e suporte dos funcionários.

Ao curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia, do Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu.

À CNPq, pela concessão da bolsa de Mestrado.

E por fim, agradeco a todos que contribuíram de alguma forma para a realização desde trabalho,

Muito obrigada!

SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....8
INTRODUÇÃO GERAL 9
APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO.....14
REFERÊNCIAS.....15

CAPÍTULO I.....21
Resumo.....22
Introdução.....23
Material e Métodos.....24
Resultados.....28
Discussão.....39
Conclusão.....43
Referências.....44
Apêndice 50

CAPÍTULO II.....54

Resumo.....55
Introdução.....56
Material e Métodos.....58
Resultados.....62
Discussão.....72
Conclusão.....79
Referências.....80
Apêndice.....91

CONSIDERAÇÕES FINAIS 102
DIVULGAÇÃO DO TRABALHO PARA A COMUNIDADE.....104
PERSPECTIVAS FUTURAS.....105

RESUMO GERAL

A escassez de água tornou-se um problema relevante devido ao rápido crescimento populacional associado às ações antrópicas em todo o mundo. No entanto, estudos que abordam a influência das ações antrópicas e da sazonalidade em diferentes aspectos como qualidade de água, usos dos solos e fauna bentônica em cursos de água periurbanos ainda são escassos. O monitoramento de estações a montante e a jusante são importantes para identificar pressões pontuais sobre o curso de água. Diante deste cenário, estudos de avaliação ambiental são necessários visando estratégias para gerenciamento e conservação desses recursos. Este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade ambiental (entorno, água e fauna) em diferentes escalas espaciais e temporais de cursos de água periurbanos localizados no município de Angatuba (SP). As coletas foram realizadas em dois pontos de amostragem situados em áreas a montante (próximas às nascentes) e a jusante da rede de drenagem urbana. A sazonalidade e categorias dos usos do solo afetaram de maneira diferente os locais estudados contribuindo para as mudanças na qualidade da água e distribuição dos macroinvertebrados bentônicos nas diferentes escalas. A maioria das variáveis medidas a montante mostrou baixa variação sem padrão sazonal definido. Maior amplitude de variação foi observada para as variáveis medidas a jusante, com valores elevados durante todo o ano. A abundância dos invertebrados aumentou no final do período de estiagem a jusante e diminuiu o número de taxa sensíveis a montante. Os índices bióticos retrataram a heterogeneidade dos habitats entre trechos e riachos, mas durante o período de estiagem, poucas diferenças foram encontradas. As ações antrópicas modificaram drasticamente a paisagem através da remoção das matas e substituição por pastagens na maior parte da bacia. A abundância e riqueza dos organismos diferiu entre montante e jusante e entre os três meses de estiagem. O trecho de melhor qualidade foi associado à presença de mata e pouca pastagem com melhor oxigenação da água que favoreceu o estabelecimento de grupos sensíveis no local. O trecho montante dos três afluentes apresentaram fauna pouco diversificada que foi associada ao uso do entorno. A estiagem determinou um efeito importante nas características ambientais, em especial uma elevação nas concentrações de variáveis indicadoras de poluição nos cursos de água a jusante da cidade. A elevada abundância de organismos resistentes com o aumento da estiagem nas áreas urbanas foi resultante da perda acentuada da qualidade da água, indicativo da influência da baixa precipitação na organização e estruturação da fauna. Portanto, a compreensão dos efeitos da sazonalidade e usos do solo para a qualidade da água e para os macroinvertebrados foi importante para retratar como os diferentes aspectos podem afetar os ambientes dentro de uma mesma bacia.

Palavras-chave: degradação ambiental, invertebrados aquáticos, sazonalidade, uso da terra, variação espacial

INTRODUÇÃO GERAL

A escassez de água tornou-se um problema relevante devido ao rápido crescimento populacional associado às ações antrópicas em todo o mundo (Rebouças et al., 2002). A crescente urbanização promove a degradação dos cursos de água e contribui para a diminuição da saúde ecológica das bacias hidrográficas (Morley & Karr, 2002). Segundo o relatório das Nações Unidas (ONU, 2014), 54% da população mundial vivem em áreas urbanas. No Brasil esse número é de 84,72 % (IBGE, 2015). No entanto, estudos que abordam a influência das ações antrópicas em diferentes aspectos como qualidade de água, usos do solo e biodiversidade da fauna em cursos de água tropicais ainda são escassos. Diante deste cenário, estudos de avaliação ambiental são necessários visando estratégias para gerenciamento e conservação desses recursos (Shin et al., 2013; Kaboré et al., 2015).

As águas dos sistemas fluviais são vulneráveis à poluição devido ao lançamento de cargas de poluentes industriais e domésticos, principalmente de bacias com áreas urbanas (Finkler et al., 2016). Os processos naturais como precipitação, erosão e escoamento de sedimentos, bem como os processos antropogênicos associados à urbanização, industrialização e agricultura contribuem para a degradação de recursos hídricos e definem a qualidade da água de uma região (Singh et al., 2009). Dessa maneira, vários fatores podem afetar a qualidade de água nas diferentes escalas de uma bacia (Ding et al., 2016).

As águas fluem nos sistemas aquáticos através do regime de precipitação mensal ou sazonal (Allan & Castillo, 2007; Serengil et al., 2007) e alterações hidrológicas afetam a morfologia e hidrologia do canal como a vazão e velocidade da correnteza, a química da água e a dinâmica populacional da fauna presente (Onyema et al., 2009). A precipitação também apresenta relação direta com usos do solo, escoamento superficial e qualidade da água (Lipp et al., 2001; Mallin et al., 2009). As mudanças nos usos do solo podem alterar a vegetação de áreas naturais adjacentes através da substituição por áreas agrícolas e urbanas (Stohlgren et al., 1998). As superfícies impermeáveis de áreas urbanizadas aumentam o escoamento e o transporte de poluentes (Burns et al., 2005), especialmente no período chuvoso.

A vegetação ripária é um componente fundamental dos ecossistemas aquáticos (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2010) e sua remoção traz prejuízos significativos para a

qualidade de água. O ciclo e a composição química da água, o transporte de matéria orgânica, a intensidade do escoamento superficial e o abastecimento dos aquíferos dependem diretamente das condições da vegetação ripária (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2010).

Dessa maneira, os rios são particularmente vulneráveis à mudança dos usos da terra e à exploração dos recursos naturais do entorno (Withers & Jarvie, 2008; Vörösmarty et al., 2010). Diferenças espaciais podem afetar as relações dos usos da terra e da qualidade de água dependendo do local de monitoramento ao longo da bacia (Zampella et al, 2007). Além do desmatamento, atividades agrícolas e a urbanização geralmente modificam as características da superfície terrestre (White & Greer, 2006) aumentando a poluição (Lee et al., 2009), diminuindo as concentrações de oxigênio dissolvido (Vega et al., 2013) e modificando a temperatura da água (Tong & Chen, 2002) através do aumento da radiação solar. Qualquer alteração na temperatura pode afetar as reações químicas na água (Beylich & Laute, 2012). Em comparação com os sistemas aquáticos temperados, as águas tropicais apresentam menor reserva de oxigênio e necessitam de maior demanda devido às temperaturas e taxas metabólicas dos organismos serem mais elevadas. Por sua vez, isso pode tornar as águas tropicais mais sensíveis à descarga de poluentes (Lewis, 2008).

Ao longo do seu curso natural, os riachos podem receber emissões diretas ou indiretas de poluentes (Pesce & Wunderlin, 2000) por fontes pontuais ou difusas provenientes principalmente de áreas urbanas. O desenvolvimento urbano frequentemente está associado à substituição dos ambientes naturais por ambientes modificados, com águas pluviais e esgotos domésticos sendo muitas vezes direcionado para os corpos d'água adjacentes aos canais de drenagem (Haughton & Hunter, 1994). Como consequência, há aumento no volume de poluentes para o curso hídrico. A urbanização de forma desordenada sem planejamento adequado impacta negativamente o ciclo hidrológico com alterações de drenagem elevando a possibilidade de ocorrência de enchentes e deslizamentos, estabelecendo riscos à saúde e à vida humana (Benini & Mendiondo et al., 2015).

Em vista disto, múltiplos impactos humanos têm sido responsáveis por afetar a qualidade ambiental de importantes bacias hidrográficas no território brasileiro (Callisto et al., 2002; Moreno, 2006). Dessa maneira, o uso de ferramentas como os Sistemas de

Informações Geográficas (SIG) é fundamental para avaliar as condições ambientais possibilitando um melhor planejamento dos usos da terra e das águas estudadas (Carneiro, 2003). Essas informações podem ser utilizadas para maior entendimento da relação entre os usos da terra e a qualidade da água, que ainda continua mal compreendida (Huang et al., 2013).

No entanto, a quantificação de variáveis ambientais e usos do solo quando analisados individualmente, podem subestimar a magnitude real dos danos causados aos ambientes aquáticos (Karr & Chu, 1999). Nesse sentido, a utilização das comunidades aquáticas permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição que refletem na estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Callisto et al., 2001; Baptista, 2008).

Os macroinvertebrados apresentam grande importância para a dinâmica de nutrientes em riachos, pois transformam a matéria orgânica em energia (Callisto & Esteves, 1998; Marques et al., 1999) e têm papel fundamental na cadeia alimentar sendo fonte de alimento para os peixes e outros invertebrados (Carvalho & Uieda, 2004; Moulton et al., 2010). A estrutura das comunidades bentônicas em um ecossistema aquático reflete suas condições ecológicas, incluindo a heterogeneidade de habitats (Heino et al., 2003) e a qualidade da água (Soldner et al., 2004). Fatores abióticos, tais como temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e composição granulométrica do sedimento podem afetar a distribuição da comunidade de macroinvertebrados nos cursos de água (Allan, 1995; Buss et al., 2004).

Os macroinvertebrados são utilizados para o monitoramento biológico e ecossistemas de água doce em todo o mundo (Hussain & Pandit, 2012) devido à sua sensibilidade diferencial à poluição refletindo os impactos em habitats aquáticos de forma bastante satisfatória (Callisto et al., 2005; Moreno & Callisto, 2006; Rashid & Pandit, 2014). Nesse sentido, o uso de índices bióticos é uma ferramenta interessante que auxilia para um maior entendimento da situação ambiental das bacias de drenagem (Fernández-Díaz et al., 2008; Pérez-Bilbao & Garrido, 2009; Benetti & Garrido, 2010).

Os efeitos causados por fontes de poluição provocam alterações nas comunidades reduzindo a abundância e o número de táxons sensíveis com consequente aumento na abundância de organismos tolerantes à poluição (Megan et al., 2007). Nesse sentido, o monitoramento de estações a montante e a jusante da fonte poluidora permite

identificar as consequências ambientais na qualidade de água e na saúde dos ecossistemas aquáticos (Battegazzore, 1992). Além da escala espacial, a sazonalidade pode afetar a qualidade da água nas diferentes escalas espaciais de uma bacia e a abundância da comunidade devido às mudanças de precipitação ao longo do ano. Durante o período seco, o estabelecimento e desenvolvimento dos organismos aquáticos tende a ser maior devido ao menor efeito de arrasto quando comparado com a estação chuvosa (Carvalho & Uieda, 2004; Ribeiro & Uieda, 2005). Porém, a seca pode afetar a biota devido à diminuição do nível da água, interrupção da conectividade hidrológica e redução do habitat (Stanley et al., 1994). O estresse hídrico promove alterações na estrutura da comunidade (Lu et al., 2016), mudando a composição de espécies, abundância e riqueza (Atkinson et al., 2014a). Em regiões tropicais, oscilações na hidrologia dos sistemas fluviais são frequentes, porém, os efeitos da estiagem progressiva na comunidade bentônica ainda continuam mal compreendidos, especialmente em bacias com usos intensos do solo.

A bacia do Ribeirão Grande apresenta área de 6033 ha, grande parte inserida no perímetro urbano do município de Angatuba. O município está localizado na região sudoeste do estado de São Paulo e apresenta extensão territorial de 1.027 km² e uma população de 24.634 habitantes (IBGE, 2017). Dessa maneira, os córregos que atravessam a área urbana e rural apresentam no seu entorno matas ripárias degradadas e também recebem cargas "clandestinas" de esgoto, além do lixo carregado pelas chuvas ou depositado pela população. A maioria dos pontos de amostragem deste estudo está localizada na área urbana do município e sua qualidade de água pode estar comprometida considerando sua localização. Apesar dos problemas apontados, estudos da situação ambiental desses cursos de água ainda são inexistentes.

Estudos que abrangem diversos aspectos como a qualidade de água, usos e ocupação do solo, influencias da sazonalidade e estrutura da fauna bentônica, são fundamentais para elaboração de políticas para controle de poluição (Shin et al., 2013). Neste cenário, trabalhos de maneira integrada com a população local podem ser uma ferramenta fundamental para proporcionar mudanças futuras em escala local. A educação ambiental neste sentido auxilia para a conscientização e uso sustentável dos recursos hídricos do município.

Neste contexto, o objetivo do estudo foi avaliar a qualidade ambiental (entorno, água e fauna) de cursos de água periurbanos localizados no município de Angatuba – SP. Por meio da caracterização física dos locais selecionados, da avaliação das variáveis ambientais, como usos do solo e precipitação, além da estrutura da assembleia de macroinvertebrados bentônicos, um diagnóstico será apresentado nos dois capítulos desta dissertação.

APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Os resultados obtidos neste trabalho foram relatados em dois capítulos separados na dissertação e, a fim de facilitar a compreensão, foram redigidos sob formato de artigos científicos.

Capítulo I - Relação entre qualidade de água e usos do solo em cursos de água periurbanos

Analisamos a influência das escalas espacial e temporal na qualidade de água e sua relação com os usos do solo em trechos situados a montante e jusante de cursos de água periurbanos.

Capítulo II – Efeitos da estiagem e da qualidade do habitat nos macroinvertebrados bentônicos em cursos de água periurbanos

Analisamos a influência de um período de estiagem na estrutura da comunidade de macroinvertebrados em diferentes ecossistemas lóticos, além de determinar as variáveis ambientais controladoras em cada local e os índices bióticos da comunidade.

REFERÊNCIAS

Allan, J. D. & Allan Castillo, M. M. 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. 2nd eds. Netherlands: Springer, p. 436.

Allan, J. D. 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. London, Chapman & Hall, p. 388.

Atkinson, C. L., Julian, J. P. & Vaughn, C. C. 2014. Species and function lost: role of drought in structuring stream communities. Biol. Conserv., 176:30–38.

Baptista, D. F. 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. Oecologia Brasiliensis, 12:425-441.

Battegazzore, M., Petersen Jr., R. C., Moretti, G. & Rossaro, B. 1992. An evaluation of the environmental quality of the river Po using benthic macroinvertebrates. Arch. Hydrobiol, 125(2): 175 – 206.

Benetti, C. J. & Garrido, J. 2010. The influence of water quality and stream habitat on water beetle assemblages in two rivers in Northwest Apain. Vie et Milieu, 60(1):53-63.

Benini, R. D. M. & Mendiondo, E. M. 2015. Urbanização e impactos no ciclo hidrológico na bacia do Mineirinho. Floresta e Ambiente, 22(2):211-222.

Beylich, A. A. & Laute, K. 2012. Seasonal and annual variations of surface water chemistry, solute fluxes and chemical denudation in a steep and glacier-fed mountain catchment in Western Norway (Erdalen, Nordfjord). Catena, 96:12-27.

Buss, D. F., Baptista, D. F., Nessimian, J. L. & Egler, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. Hydrobiologia, 518:179-188.

Callisto, M. & Esteves, S. A. 1998. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita. In: Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (eds). Ecologia dos Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasilliensis, v. 5, p. 299-309.

Callisto, M., Moretti, M. & Goulart, M. D. C. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde dos riachos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 1:71-82.

Callisto, M., Gonçalves Jr, J. F. & Moreno, P. 2005. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais, 1:1-12.

Callisto, M., Ferreira, W., Moreno, P., Goulart, M. D. C. & Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de hábitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). Acta Limnologica Brasiliensia, 14(1):91-98.

Carneiro, P. H. 2003. Aplicação do geoprocessamento na localização de empreendimentos carcinicultores no Maranhão. Acesso em 12 de janeiro de 2018. Disponível em: http://www.fatorgis.com.br,

Carvalho, E. M. & Uieda, V. S. 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 21(2):287-293.

Chen, L., Zhong, Y., Wei, G. & Shen, Z. 2014. Upstream to downstream: a multiple-assessment-point approach for targeting non-point-source priority management areas at large watershed scale. Hydrology and Earth System Sciences, 18(4):1265-1272.

Ding, J., Jiang, Y., Liu, Q., Hou, Z., Liao, J., Fu, L. & Peng, Q. 2016. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang river basin, China: A multi-scale analysis. Science of the Total Environment, 551:205-216.

Fan, F. M., Fleischmann, A. S., Collischonn, W., Ames, D. P. & Rigo, D. 2015. Large-scale analytical water quality model coupled with GIS for simulation of point sourced pollutant discharges. Environmental Modelling & Software, 64:58-71.

Fernández-Díaz M., Benetti C. J. & Garrido J. 2008. Influence of iron and nitrate concentration in water on aquatic Coleoptera community structure: application to the Avia River (Ourense, Nw Spain). Limnetica, 27:285-298.

Finkler, N. R., Bortolin, T. A., Cocconi, J., Mendes, L. A. & Schneider, V. E. 2016. Spatial and temporal assessment of water quality data using multivariate statistical techniques. Ciência & Natura, 38(2):577-587.

Haughton, G & Hunter, C. 1994. Sustainable Cities. Regional Policies and Development Series 7. Jessica Kingsley Publishers and Regional Studies Association. 357p.

Heino, J., T. Muotka & R. Paavola. 2003. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. Journal of Animal Ecology, 72:425-434.

Huang, J., Zhan, J., Yan, H., Wu, F. & Deng, X. 2013. Evaluation of the impacts of land use on water quality: a case study in the Chaohu Lake basin. The Scientific World Journal, 7p.

Hussain, Q. A. & A. K. Pandit. 2012. Global amphibian declines: a review. International Journal of Biodiversity and Conservation, 4:348–357.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em:< https://teen.ibge.gov.br/sobre-o-brasil/populacoa/populacao-rural-e-urbana.html> Acesso em: 26 de novembro de 2017.

IBGE, Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. Disponível em:<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=350220> Acesso em: 25 de agosto de 2017.

Kaboré, I., Moog, O., Alp, M., Guenda, W., Koblinger, T., Mano, K., Oue´Da, A., Oue´Draogo, R., Trauner D. & Melcher, A. H. 2015. Using macroinvertebrates for ecosystem health assessment in semi-arid streams of Burkina Faso. Hydrobiologia, 766(1):57-74.

Karr, J. R. & Chu, E. W. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington Dc.

Lee, S., Hwang, S., Lee, S., Hwang, H. & Sung, H. 2009. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. Landscape and Urban Planning, 92:80–89.

Lewis W. M. 2008 Physical and chemical features of tropical flowing waters. In: Tropical Stream Ecology (Ed. D. Dudgeon), Elsevier, London, pp. 2–21.

Lipp, E. K., Schmidt, N., Luther, M. E. & Rose, J. B. 2001. Determining the effects of el Niño-southern oscillation events on coastal water quality. Estuaries and Coasts, 24(4):491-497.

Lu, Y. L. 2016. Experiences in the workplace community and the influence of community experiences on ENP courses for nursing professionals. Nurse Education Today, 40:39-44.

Marques, M. G. S. M., Ferreira, R. L. & Barbosa, F. A. R. A. 1999. Comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. Revista Brasileira de Biologia, 59(2):203-210.

Medina-Rodríguez, S., De La Torre-Vega, A., Fernández-Sánchez, J. F. & Fernández-Gutiérrez, A. 2013. An open and low-cost optical-fiber measurement system for the optical detection of oxygen using a multifrequency phase-resolved method. Sensors and Actuators B: Chemical, 176:1110-1120.

Megan, M. H., Nash, M. S., Neale, A. C., & Pitchford, A. M. 2007. Biological integrity in mid-Atlantic coastal plains headwater streams. Environmental Monitoring and Assessment, 124:141-156.

Moreno, P. & Callisto, M. 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in Southeastern Brazil. Hydrobiologia, 560:311-321.

Morley, S. A. & Karr, J. R. 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound basin. Conservation Biology, 16:1498–1509.

Moulton, T. P., Magalhães-Fraga, S. A. P., Fraga, S. A. P., Brito, E. F. & Barbosa, F. A. R. 2010. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio De Janeiro, Brazil. Hydrobiologia, 638(1):55-66.

Onyema, I. C., Lawal-Are, A. O., Akinremi, T. A. & Bassey, O. B. 2009. Water Quality, Parameters, Chlorophyll A and Zooplankton of an Estuarine Creek In Lagos. American Journal of Science, 5:76-94.

Organização Das Nações Unidas (ONU). Relatório “Perspectivas da urbanização mundial” (world urbanization prospects). Acesso em 14 de dezembro de 2017. Acesso disponível

em<http://www.unric.org/pt/actualidade/31537-relatorio-da-onu-mostra-populacao-mundial-cada-vez-mais-urbanizada-mais-de-metade-vive-em-zonas-urbanizadas-ao-que-se-podem-juntar-25-mil-milhoes-em-2050>.

Pérez-Bilbao & Garrido, J. 2009. Evaluación del estado de conservación de una zona LIC (Gándaras de Budiño, Red Natura 2000) usando los coleópteros acuáticos como indicadores. Limnetica, 28:11-22.

Pesce, S. F. & Wunderlin, D. A. 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River.Water Research, 34:2915-2926.

Rashid, R. & Pandit, A. K. 2014. Macroinvertebrates (Oligochaetes) as indicators of pollution: A Review. Journal of Ecology and the Natural Environment, 6(4):140-144,

Rebouças, A. C., Braga, B. & Tundisi, J. G. 2002. Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação. Escrituras. Editora Escrituras, São Paulo, 1, 117-150.

Ribeiro, L. O., & Uieda, V. S. 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 22(3) :613-618.

Serengil, Y., Gökbulak, F., Özhan, S., Hizal, A. & Şengönül, K. 2007. Alteration of stream nutrient discharge with increased sedimentation due to thinning of a deciduous forest in Istanbul. Forest Ecology and Management, 246(2):264-272.

Shin, J. Y., Artigas, F., Hobble, C. & Lee, Y.-S. 2013. Assessment of anthropogenic influences on surface water quality in urban estuary, Northern New Jersey: Multivariate Approach. Environmental and Monitoring Assessment, 185:2777–2794.

Singh, K. P., Basant, A., Malik, A. & Jain, G. 2009. Artificial neural network modeling of the river water quality: A Case Study. Ecological Modelling, 220(6):888-895.

Soldner, M., Stephen, I., Ramos, R., Angus, N. C., Wells, Grosso, A. & Crane, M. 2004. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. Water Research, 38:863-874.

Stanley, E., Bushman, D., Boulton, A., Grimm, N., Fisher, S. 1994. Invertebrate resistance and resilience to intermittency in a desert stream. American Midland Naturalist, 131:288–300.

Stohlgren, T. J., Chase, T. N., Pielke, R. A., Kittel, T. G. & Baron, J. 1998. Evidence that local land use practices influence regional climate, vegetation, and stream flow patterns in adjacent natural areas. Global Change Biology, 4(5):495-504.

Tong, S. & Chen, W. 2002. Modelling the relationship between land use and surface water quality. Journal of Environmental Management, 66:377-393.

Tundisi, J. G, & Matsumura Tundisi, T. 2010. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. Biota Neotropica, v. 10, n. 4, 2010.

Vega, M., Pardo, R., Barrado, E. & Deban, L. 1998. Assessement of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. Water Research, 32:3581-3592.

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P. & Davies, P. M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. Nature, 467(7315):555-561.

White, M. D. & Greer, K. A. 2006. The effects of watershed urbanization on stream hydrology and riparian vegetation of los peñasquitos creek, California. Landscape and Urban Planning, 74:125-138.

Withers, P. J. A & Jarvie, H. P. 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. Science of the Total Environment, 400(1), 379-395.

Zampella, R. A., Procopio, N. A., Lathrop, R.G. & Dow, C.L. 2007. Relationship of land-use/land-cover patterns and surface-water quality in the Mullica River Basin. Journal of The American Resources Association, 43(3):594-604.

Capítulo 1

Relação entre qualidade de água e usos do solo em cursos de água periurbanos

Resumo

A qualidade ambiental dos cursos de água depende da interação de diversos fatores naturais e antrópicos que podem atuar em diferentes escalas espaciais ao longo de suas bacias hidrográficas. Este trabalho teve como objetivo avaliar a influência das escalas espaciais e temporais na qualidade de água e sua relação com os usos do solo. As coletas foram realizadas mensalmente durante um ano em quatro riachos sendo dois pontos de amostragem situados em áreas a montante (próximas às nascentes) e a jusante da rede de drenagem urbana. A delimitação das áreas de influência para cada ponto de amostragem e os usos do solo foram estimados e uma análise de correlação foi aplicada entre as variáveis ambientais e os diferentes usos da terra. Fatores relacionados aos despejos de poluentes, à sazonalidade e aos usos do solo contribuíram de maneira significativa para a qualidade da água. A sazonalidade afetou de maneira diferente os locais estudados. A maioria das variáveis medidas a montante mostrou baixa variação sem padrão sazonal definido. Maior amplitude de variação foi observada nas variáveis medidas a jusante, com valores elevados durante todo o ano. Predomínio de pastagem e ausência de mata ciliar em muitas Áreas de Preservação Permanente foram observados nos quatro riachos. As categorias de usos do solo foram diferentes considerando as áreas de influência de montante e jusante. A baixa qualidade da água a jusante nos quatro pontos foi associada ao uso urbano do solo enquanto que nos locais a montante foi associado ao uso predominante da terra para pastagem. O local com maior porcentagem de mata e menor uso do solo por pastagem apresentou águas de melhor qualidade. Portanto, nossos resultados mostraram que a sazonalidade e os usos do solo afetaram de maneira diferente os distintos locais estudados.

Palavras-chave: degradação ambiental, riachos, uso da terra, variação temporal

INTRODUÇÃO

A qualidade da água em ecossistemas lóticos depende da interação de diversos fatores naturais e antrópicos que podem atuar nas diferentes escalas espaciais ao longo de bacias hidrográficas (Rodrigues et al., 2017). Alteração nos usos do solo e entrada de poluentes pode afetar significativamente a qualidade da água desses ambientes (Luke et al., 2016). Por este motivo, os ecossistemas fluviais estão entre os mais diversos e os mais ameaçados do mundo, dado sua forte relação com o ambiente terrestre e as modificações da terra para diferentes fins (Woodward et al., 2012).

Para compreender a relação entre as variáveis ambientais e usos da terra, a quantificação em diferentes escalas pode ser útil para verificar quais parâmetros exercem maior influência nas condições ecológicas dos cursos de água (Ding et al., 2016). Essa relação permite identificar áreas impactadas e auxiliar na tomada de medidas para minimizar a entrada de poluentes (Abler et al., 2012). Nesse sentido, compreender os principais fatores responsáveis pela poluição dos cursos de água é essencial, de modo que possam ser desenvolvidas estratégias de manejo efetivas e específicas para a região impactada (Xu et al., 2016).

Os usos do solo para atividades agropecuárias têm forte influência nas concentrações de nutrientes da água (Ngoye & Machiwa, 2004; Woli et al., 2004; Bu et al., 2014). Estas atividades agrícolas associadas ao desmatamento da vegetação ripária, são processos cada vez mais frequentes (Merten & Minella, 2002). A remoção da cobertura vegetal compromete o ciclo da água, com redução na infiltração e armazenamento de água e aumento na velocidade de lixiviação, levando à compactação e erosão do solo (FAO, 2006). Em áreas urbanas e industriais, o uso e a ocupação do solo têm sido associados com a poluição orgânica (Li et al., 2009; Kang et al., 2010). Dessa maneira, identificar as áreas prioritárias, a montante e a jusante, responsáveis por contribuições de poluentes são essenciais durante as avaliações ambientais (Behera & Panda, 2006).

Nesse aspecto, o uso de sistemas de informação geográfica (SIG) permite uma avaliação mais ampla da região impactada com um custo relativamente baixo e visão integrada da região através da detecção de diferentes paisagens nos diferentes locais de uma bacia (Fan et al., 2015). A subdivisão de uma bacia hidrográfica em seus componentes (sub-bacias) permite a detecção de fontes difusas tornando mais fácil a

identificação e interpretação dos processos de degradação ambiental existente (Fernandes & Silva, 1994).

Na maioria dos trabalhos de avaliação ambiental, os impactos são avaliados de maneira isolada, sem levar em consideração as diferenças espaciais existentes (Chen et al., 2014). Análises temporais mais amplas também são necessárias para verificar possíveis alterações nas variáveis ambientais nos diferentes locais de uma bacia ao longo do ano.

Neste trabalho foram avaliadas a influência da sazonalidade e a relação da qualidade da água e usos do solo em trechos situados a montante e jusante de cursos de água periurbanos. Neste contexto, nós hipotetizamos que há impactos a jusante dos cursos de água com qualidade da água inferior quando comparado ao trecho montante. Espera-se também encontrar alterações sazonais na qualidade da água com os usos do solo nas diferentes escalas espaciais analisadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de Estudo

O estudo foi realizado no município de Angatuba, região sudoeste do Estado de São Paulo (23º29'23"S; 48º24'46"W) em cursos de água afluentes da margem esquerda do Rio Guareí. O município é do domínio de vegetação de Cerrado e Mata Atlântica (IBGE, 2017) e o clima da região é do tipo Cwa (quente e úmido com inverno seco), segundo a classificação Koeppen. A pluviosidade total anual para o período de estudo (março de 2016 a fevereiro de 2017) registrada junto à estação Pluviométrica E5-017 do Departamento de Águas e Energia Elétrica (D.A.E.E) foi de 1406,0 mm. A pluviosidade na estação chuvosa (outubro a março) foi de 1015,0 mm e na estação seca (abril a setembro), foi de 390,3 mm.

As coletas de água foram realizadas mensalmente por um período de 12 meses em oito pontos de amostragem distribuídos em quatro riachos (Figura 1). Para cada curso de água, foram coletadas amostras em um ponto próximo à nascente (montante da cidade) e um ponto a jusante da cidade. Para fins de comparação, as coletas foram realizadas seguindo a mesma sequência de amostragem nos pontos em todos os meses.

Um dos cursos de água selecionado, o Ribeirão Grande, é afluente da margem esquerda do rio Guareí e sua bacia de drenagem recebe os demais afluentes deste estudo. No Ribeirão Grande, o local a montante (ponto 1, Figura 1) apresenta vegetação ciliar mais preservada e o trecho jusante (ponto 2) recebe impactos de toda a bacia de drenagem, além do lançamento dos efluentes da estação de tratamento de esgoto próximo ao local. No Córrego das Almas, o ponto a montante (ponto 3) se localiza em um condomínio residencial em fase de implantação e o ponto a jusante (ponto 4) apresenta no seu entorno residências e despejo de efluentes. No Córrego Catanduva o trecho a montante (ponto 5) apresenta áreas de pastagem no entorno e o pisoteio por gado pode ser observado no local. Este córrego atravessa a cidade e apresenta trecho canalizado em toda a extensão no meio urbano, com elevada quantidade de dejetos lançados no curso d'água (ponto 6), com ausência total de mata ripária no local. No Córrego da Esperança, o trecho montante (ponto 7) também apresenta áreas de pastagem no entorno e o ponto a jusante (ponto 8), elevada quantidade de dejetos e de esgotos são lançados no curso d'água.

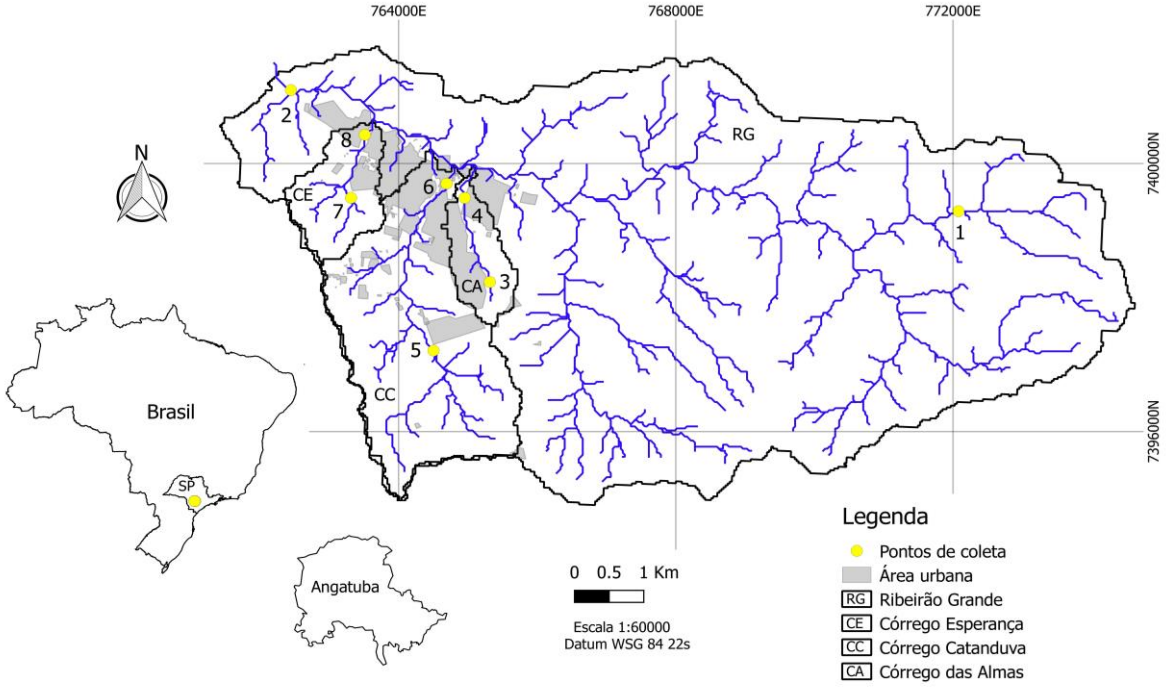

Figura 1. Localização da área de estudo na bacia do Ribeirão Grande no município de Angatuba-SP, Brasil e pontos de amostragem na bacia e em três afluentes.

Variáveis abióticas e microbiológicas da água

Uma amostra de água foi coletada por ponto para determinação das seguintes variáveis: oxigênio dissolvido determinado através do método de Winkler modificado com adição de azida (Golterman & Clymo, 1969), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pelo método da incubação das amostras no escuro (a 20ºC por 5 dias) (Golterman & Clymo, 1969), pH e condutividade da água com um medidor de pH Micronal Mod.322 e um condutivímetro FACH-2511, respectivamente, turbidez através do Turbidímetro portátil (Technopon), sólidos totais de acordo com os procedimentos metodológicos descritos em APHA (2005), fósforo e nitrogênio total através do método de digestão da amostra (Valderrama, 1981) e amônia utilizando um Kit Técnico de Potabilidade desenvolvido pela empresa Alfakit (Cod 1065). Os coliformes termotolerantes foram analisados através do kit microbiológico *Colipaper* em cartela com meio de cultura em forma de gel desidratado que quantifica a presença de coliformes (Zan et al., 2012).

Uso e ocupação do solo

Para a elaboração dos mapas temáticos de usos e ocupação do solo foram utilizadas imagens de satélite da Série Landsat (Land Remote Sensing Satellite) datada do ano de 2016 e disponibilizadas através do website Earth Explorer. Foi realizada a delimitação das áreas de estudo e elaboradas categorias de interpretação visual das imagens com forma e tonalidade, que serviu como base para montagem do mapa temático de uso da terra. As delimitações das bacias foram realizadas através do software QGIS 2.16.1®. As classes de uso e ocupação do solo analisadas foram: área urbana, mata, pastagem e agricultura. O cálculo da área de cobertura da terra da área de drenagem de cada riacho foi feito através da tabela de atributos no software QGIS 2.16.1®, onde foi possível calcular as áreas dos polígonos que representavam cada feição do mapa.

Análise dos dados

Os dados das variáveis ambientais foram normalizados (exceto pH) e transformados em log10 (x+1). Posteriormente, o teste t de Student foi utilizado para verificar diferenças significativas sazonais (comparação entre estação seca x chuvosa) e espaciais (montante x jusante) através do software Statistica v. 10.0 (Statsoft, 2000), sendo o nível de significância $p<0.05$.

Para verificar a relação existente entre as variáveis ambientais e trechos montate e jusante em cada estação do ano, foi aplicada uma Análise de Componentes Principais (ACP) aos dados normalizados (exceto pH) e transformados em log10 (x + 1) através de matriz de correlação utilizada para extrair a significância dos eixos principais (método de Broken-Stick, Jackson, 1993) através do programa Paleontological Statistics (PAST) (Hammer et al., 2001).

Para relacionar as variáveis ambientais com os usos do solo, as análises foram realizadas separadamente para cada curso de água e aplicada uma análise de Correlação de Pearson ($p<0.05$). Valores médios de nitrogênio, fósforo, DBO, condutividade, sólidos totais, turbidez e amônia da estação seca e chuvosa foram relacionados com os usos do solo (urbano, mata, pastagem e agricultura), através do programa Statistic v. 10.0 (Statsoft, 2000).

RESULTADOS

Variáveis abióticas e microbiológicas da água

A variação temporal das variáveis ambientais mensuradas mensalmente nos trechos a montante e jusante dos quatro cursos de água são apresentados na Figura 2, 3 e 4. De maneira geral, é possível observar maior amplitude de variação mensal no trecho de jusante do que a montante para a maioria das variáveis.

A concentração de oxigênio mais elevada foi registrada no Ribeirão Grande a montante e o menor valor no mesmo curso de água, porém, no trecho a jusante. Nas três outras bacias, os valores médios foram mais elevados a jusante (Figura 2). Para a DBO, condutividade, nitrogênio, fósforo e amônia houve tendência em aumento nos valores a jusante. Para o pH e sólidos totais, baixa amplitude de variação foi registrada entre locais e estações do ano (Figura 2).

Com exceção do Ribeirão Grande onde a turbidez foi mais elevada a jusante, para os demais cursos de água os valores foram mais elevados a montante (Figura 3). Entre as estações do ano, os valores foram mais elevados no período chuvoso.

A análise microbiológica identificou a presença de coliformes termotolerantes em todos os locais de amostragem (Figura 4). Na estação seca, concentrações mais elevadas de coliformes com valores superiores a 1500 UFC/100 ml foram obtidas a jusante, principalmente no Ribeirão Grande e no Córrego Catanduva. Para amônia, foram encontrados baixos valores no trecho a montante e um aumento acentuado nas concentrações a jusante.

Os resultados do teste “t” de Student (Tabelas A1, A2, A3 e A4, ver material suplementar no apêndice), utilizado para comparar as variáveis mensuradas entre estações para cada local revelaram diferenças significativas sazonais no Ribeirão Grande, sendo que a montante com valores mais elevados durante o período seco para DBO ($t= 1,28$, $p= 0,05$) e oxigênio dissolvido ($t= 8,74$, $p= 0,00$). A jusante, a condutividade ($t= 5,60$, $p= 0,03$) e o pH ($t= 2,18$, $p= 0,02$) da água apresentaram diferenças significativas com valores mais elevados na estação seca.

No local a montante do Córrego das Almas, somente duas variáveis mostraram diferenças significativas: a condutividade mais elevada na estação seca ($t=1,29$, $p=0,00$) e o nitrogênio mais elevado no período chuvoso ($t=1,98$, $p=0,03$). Para o Córrego

Catanduva, apenas o nitrogênio total (t= 4,59, p= 0,01) registrou diferença significativa, com valores mais elevados na estação chuvosa. No Córrego Esperança a montante, a condutividade foi mais elevada na estação seca (t= 3,70, p= 0,04) e o nitrogênio total mais elevado no período chuvoso (t= 3,69, p= 0,00).

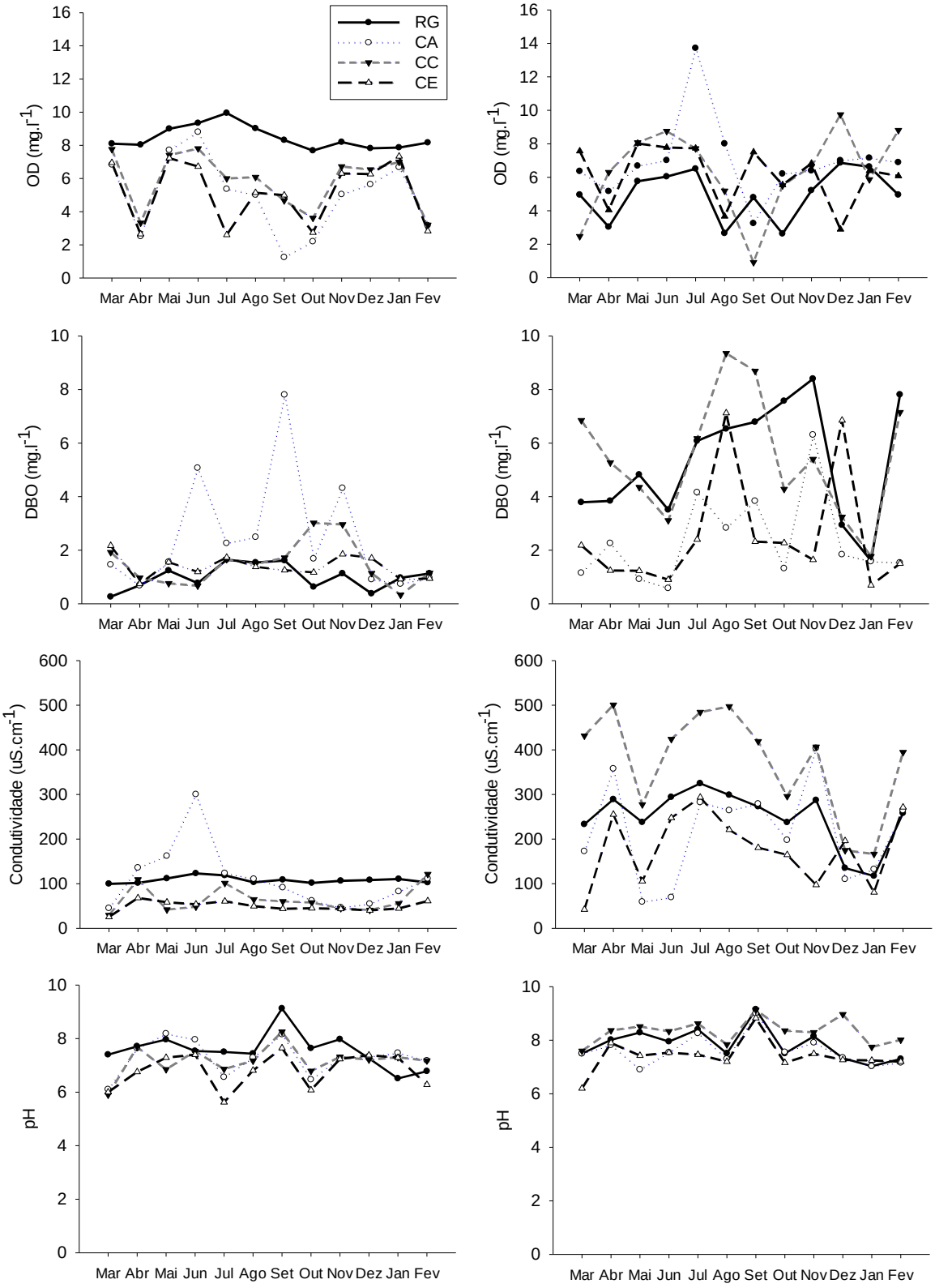

Figura 2. Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), condutividade e pH nos quatro cursos de água (RG= Ribeirão Grande, CA=Córrego das Almas, CC=Córrego Catanduva, CE=Córrego da Esperança) no trecho a montante (esquerda) e jusante (direita) durante o ano de estudo.

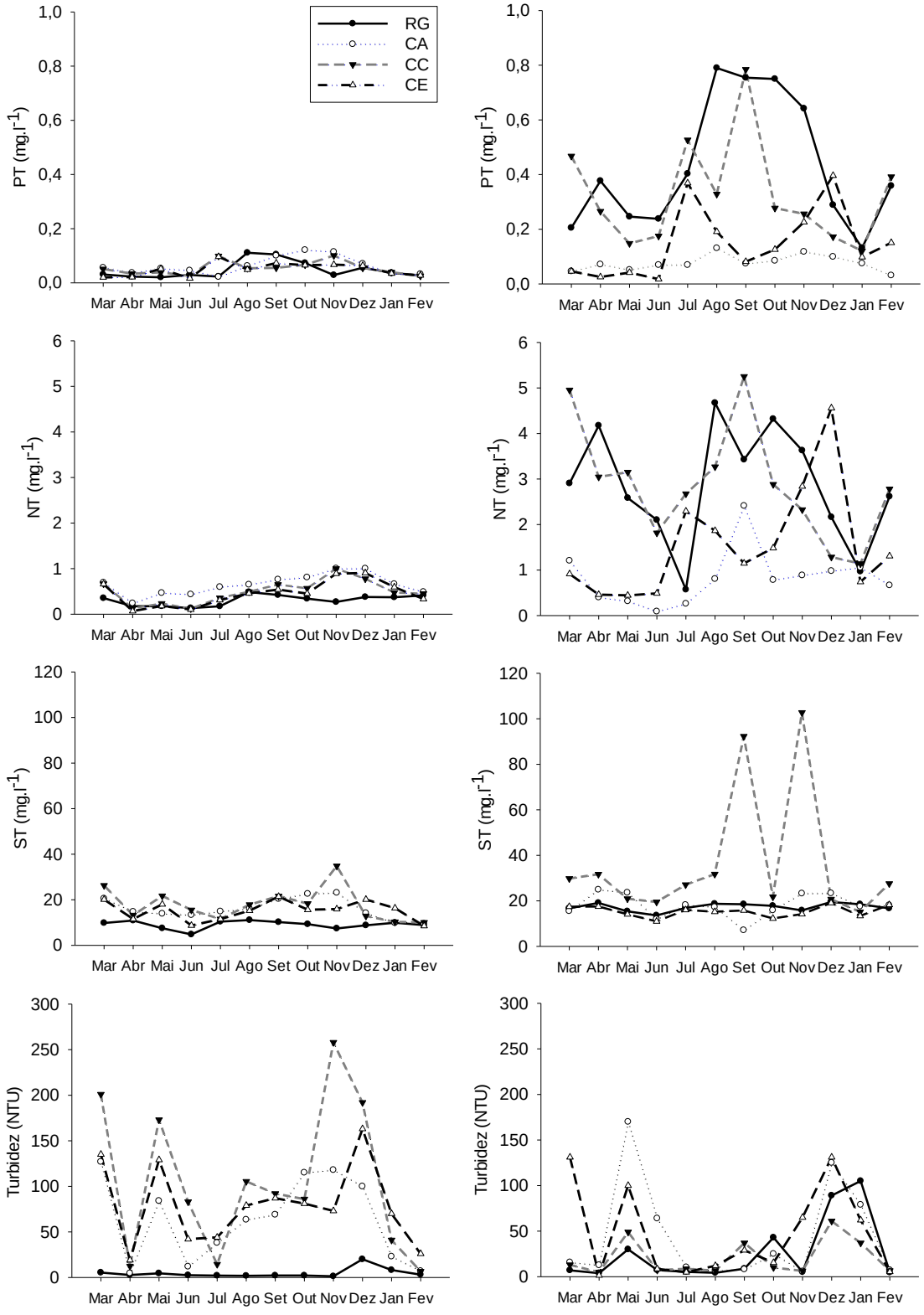

Figura 3. Variação temporal da concentração de fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), sólidos totais (ST) e turbidez (NTU) nos quatro cursos de água (RG= Ribeirão Grande, CA=Córrego das Almas, CC=Córrego Catanduva, CE=Córrego da Esperança) no trecho a montante (esquerda) e jusante (direita) durante o ano de estudo.

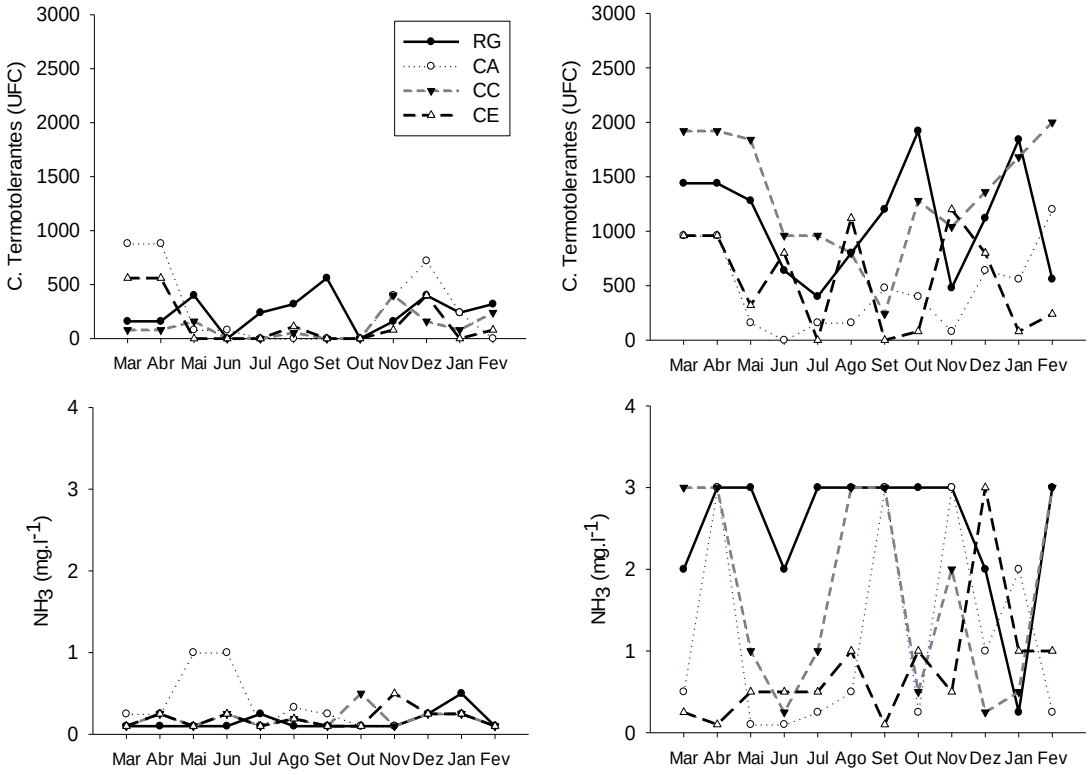

Figura 4. Variação temporal dos coliformes termotolerantes e amônia, mensurados nos quatro cursos de água (RG= Ribeirão Grande, CA=Córrego das Almas, CC=Córrego Catanduva, CE=Córrego da Esperança) no trecho a montante (esquerda) e jusante (direita) durante o ano de estudo.

Os resultados das Análises de Componentes Principais (ACP) para cada um dos quatro cursos de água são apresentados na Figura 5 e os valores dos coeficientes de correlação na Tabela A5.

No Ribeirão Grande (Figura 5 A e Tabela A5), somente o primeiro eixo foi significativo. Este eixo separou os dois trechos, relacionando positivamente jusante com DBO, sólidos totais, condutividade, nitrogênio, fósforo, amônia e negativamente montante com oxigênio dissolvido.

No Córrego das Almas, a análise revelou maior dispersão entre os dados (Figura 5 B e Tabela A5) e os dois eixos foram significativos. No primeiro eixo pH, condutividade e amônia foram significativas correlacionando positivamente com o trecho jusante do curso de água. O segundo eixo foi relacionado com sólidos totais, turbidez e fósforo total no trecho montante com valores elevados durante a estação chuvosa (quadrante positivo).

No Córrego Catanduva e no Córrego da Esperança, a ACP mostrou nítida separação entre montante e jusante para o primeiro componente principal (Figura 5 C e D).

Para o Córrego Catanduva, o primeiro eixo foi significativo com 58,4% de explicação dos dados (Figura 5 C). Os valores foram significativos para a DBO, sólidos totais, pH, condutividade, nitrogênio, fósforo e amônia relacionados positivamente com o trecho a jusante do curso de água. Para o trecho montante, nítida separação entre seca e chuvosa foi observada com aumento da turbidez durante a estação chuvosa (Figura 5 C). No córrego da Esperança, os dois eixos foram significativos explicando 58,1% da variância dos dados. O primeiro eixo foi relacionado positivamente com DBO, condutividade, nitrogênio, fósforo e amônia associados ao trecho jusante. O segundo eixo foi significativo apenas para a turbidez correlacionada positivamente no trecho a montante para ambas as estações do ano (Figura 5 D).

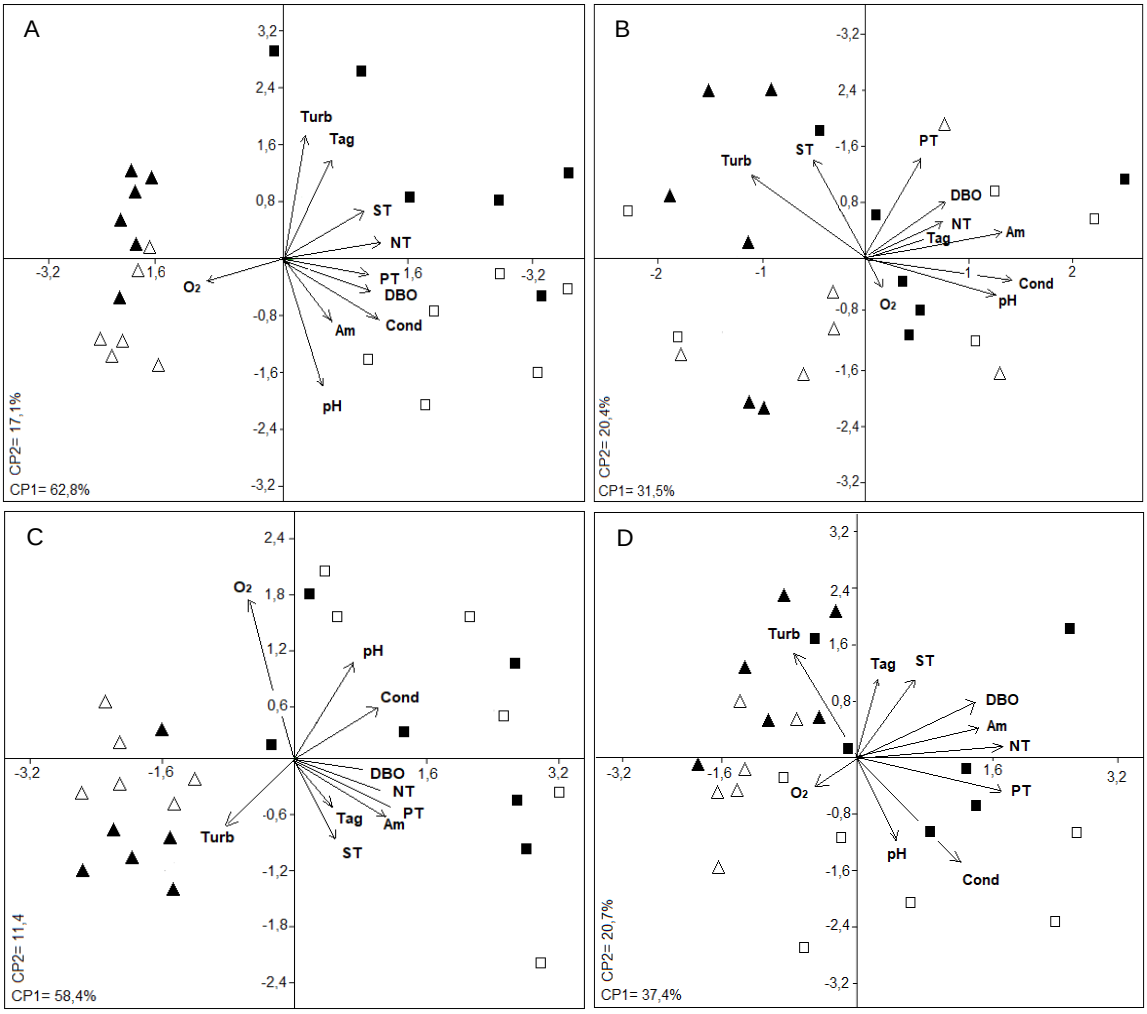

Figura 5. Biplot da Análise de Componentes Principais (ACP) para as variáveis ambientais analisadas no Ribeirão Grande (A), Córrego das Almas (B), Córrego Catanduva (C) e Córrego da Esperança (D) nos dois trechos (triângulos= montante, quadrados= jusante) e nas duas estações do ano (símbolos escuros= chuvosa, símbolos brancos= seca). Siglas: Tag=temperatura da água; O_2=oxigênio dissolvido; DBO=demanda bioquímica de oxigênio; Am=amônia; Con=condutividade; PT=fósforo total; NT=nitrogênio total; Tub=turbidez; ST=sólidos totais.

Uso e ocupação do solo

A delimitação e a distribuição espacial dos usos do solo nos quatro riachos são apresentadas na Figura 6. Para avaliar a relação dos usos do solo e a qualidade da água, a bacia do Ribeirão Grande foi dividida em sub-bacias e áreas de influência de usos do solo (Figura 6). A interpretação das imagens e a delimitação das bacias demonstraram quatro categorias principais de uso: pastagem, mata, agricultura e área urbana (Figura 6, Tabela 1).

A bacia hidrográfica do Ribeirão Grande abrange uma área total de 6033,4 ha e apresenta influências antropogênicas em toda a sua extensão. No mapa é possível verificar predomínio de pastagem e ausência de mata em muitas Áreas de Preservação Permanente (APP) (Figura 6). O predomínio do uso do solo na bacia é de pastagem (67,5%), seguido de mata (22,4%), área urbana (7,1%) e agricultura (3%).

O Córrego Catanduva exibe a maior área entre as três sub-bacias (801,5 ha) com predomínio de pastagem (70,9%) e área urbana (15,2%). O Córrego Esperança apresenta área de 192 ha com predomínio também de pastagem (74,7%) e área urbana (18,3%). O Córrego das Almas possui a menor área correspondendo a um total de 138,2 ha com predomínio de área urbana (49,2%) e pastagem (43,3%) (Figura 6).

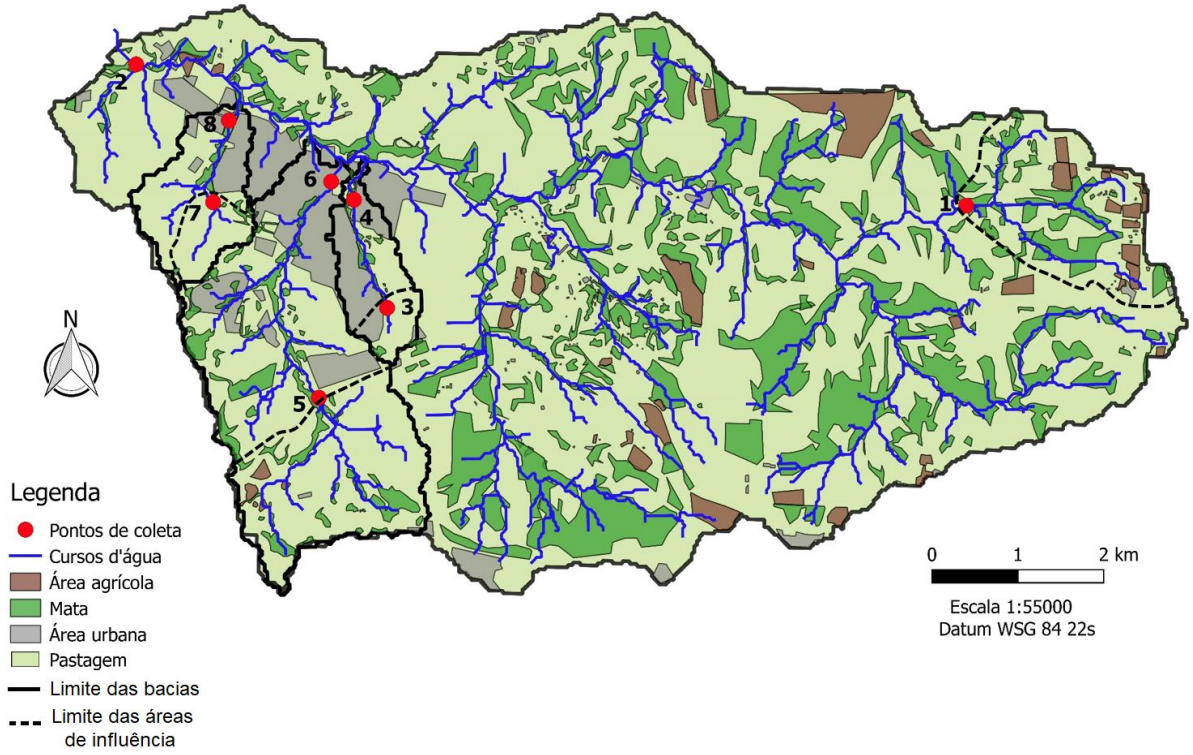

Figura 6. Classes de usos e ocupação do solo na bacia do Ribeirão Grande e em três afluentes da bacia.

Analisando separadamente cada uso do solo nas distintas áreas de influência, o local a montante do Ribeirão Grande apresentou a maior porcentagem de mata e menor porcentagem de pastagem em relação aos demais locais. Por outro lado, a montante do Córrego das Almas, Catanduva e Esperança, o predomínio foi de pastagem e baixas porcentagens de mata no entorno (Tabela 1).

Para os pontos a jusante, o Córrego das Almas é o local com maior porcentagem de influência urbana e nos demais predominaram os solos cobertos por pastagem (Tabela 1).

Tabela 1. Área (ha) e porcentagem das categorias de usos do solo no Ribeirão Grande (RG), Córrego das Almas (CA), Córrego Catanduva (CC) e Córrego Esperança (CE). M=montante, J=jusante.

Bacias	Local	Influência dos pontos	Urbano		Mata		Pastagem		Agricultura	
			Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
RG	M	1	4,2	1,3	83,7	26,0	204,5	63,4	30,1	9,3
	J	2	427,0	7,1	1353,5	22,4	4070,6	67,5	182,4	3,0
CA	M	3	7,8	22,3	1,8	5,1	25,4	72,6	0,0	0,0
	J	4	68,0	22,3	10,3	5,1	59,9	72,6	0,0	0,0
CC	M	5	6,2	1,7	39,3	11,1	302,1	85,2	6,8	1,9
	J	6	121,8	15,2	104,3	13,0	568,5	70,9	6,8	0,9
CE	M	7	0,1	0,2	2,8	5,8	46,2	94,1	0,0	0,0
	J	8	35,2	0,2	13,3	5,8	143,5	94,1	0,0	0,0

Relação uso do solo e variáveis ambientais

A análise de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais e os diferentes tipos de usos e ocupação do solo mostrou relações significativas para trechos e estações do ano (Tabela 2). No trecho a montante, as correlações significativas foram positivas para fósforo e condutividade no período chuvoso. O nitrogênio teve relação negativa com mata na estação chuvosa. Em ambas as estações, sólidos totais e turbidez mostraram correlações positivas com a agricultura. Na estação seca, o nitrogênio e a turbidez foram relacionados positivamente com a pastagem e na estação chuvosa, com nitrogênio e sólidos totais (Tabela 2). A jusante, o fósforo, a DBO e a amônia foram associadas positivamente com o uso urbano na estação chuvosa. A amônia teve relação positiva durante a estação seca com a agricultura. Na estação seca, o nitrogênio, o fósforo, a turbidez e a amônia foram associadas positivamente com a pastagem e na estação chuvosa, com DBO e amônia.

Tabela 2. Valores da correlação de Pearson entre as variáveis ambientais e usos do solo durante a estação seca (S) e chuvosa (C) no Ribeirão Grande (RG), Córrego das Almas (CA), Córrego Catanduva (CC) e Córrego Esperança (CE). M=montante, J=jusante. Em negrito, valores significativos ($p<0.05$).

Usos	Trechos	Urbano		Mata		Agricultura		Pastagem	
Variáveis		S	C	S	C	S	C	S	C
NT	M	-0,402	0,614	-0,462	**-0,917**	0,276	0,859	**0,988**	**0,922**
PT	M	0,012	**0,900**	0,052	-0,647	-0,481	0,541	0,239	-0,626
Cond	M	0,875	**0,911**	0,045	-0,044	-0,355	-0,274	0,174	0,086
DBO	M	0,510	0,641	-0,569	-0,853	0,238	0,843	-0,448	-0,878
ST	M	0,286	0,385	-0,767	-0,843	**0,949**	**0,953**	-0,870	**0,918**
Turb	M	0,080	-0,075	-0,815	-0,703	**0,992**	**0,955**	**0,915**	-0,831
NH_3	M	0,745	-0,053	-0,479	0,062	0,147	0,380	-0,356	-0,127
Usos	Trechos	Urbano		Mata		Agricultura		Pastagem	
Variáveis		S	C	S	C	S	C	S	C
NT	J	0,114	-0,312	0,824	0,799	0,484	-0,110	**0,911**	0,718
PT	J	0,120	**0,905**	0,745	-0,180	-0,539	-0,285	**0,906**	0,848
Cond	J	0,409	0,818	0,630	0,461	-0,523	-0,782	0,497	0,375
DBO	J	0,339	**0,975**	0,886	0,237	-0,640	-0,639	0,799	**0,923**
ST	J	0,500	0,545	0,329	0,272	0,423	-0,431	0,182	0,128
Turb	J	0,135	-0,743	0,788	-0,458	0,374	0,709	**0,930**	-0,354
NH_3	J	0,597	**0,977**	0,892	0,228	**0,921**	-0,695	**0,904**	**0,928**

DISCUSSÃO

Os fatores relacionados à sazonalidade, aos despejos de poluentes e aos usos do solo contribuíram de maneira significativa para a qualidade de água nas diferentes escalas analisadas. Uma das consequências mais significativas das alterações na paisagem é a deterioração da qualidade da água, uma vez que o padrão da paisagem controla vários processos biogeoquímicos e físicos em uma bacia hidrográfica (Xiao et al., 2015).

Os cursos de água desempenham papel significativo no transporte de carbono, nitrogênio e outros nutrientes minerais das regiões a montante para jusante, e essas substâncias também influenciam os processos biogeoquímicos que operam na água, como produção, respiração, decomposição, nitrificação e desnitrificação realizados pelos microrganismos (Ogura, 2009). Fatores físicos e químicos como a temperatura, luz, o substrato e as substâncias dissolvidas na água são os principais que influenciam esses processos (Ogura, 2009).

Em escala espacial, as variáveis ambientais amostradas no local a montante dos cursos de água foram relacionadas aos usos distintos do solo enquanto que a jusante, maior variabilidade nas variáveis foi associada aos poluentes provenientes da área urbana e do escoamento superficial das bacias. Vários estudos relataram que as bacias altamente urbanizadas e com usos do solo agropecuário têm degradado os mananciais hídricos promovendo alterações nas características da água (Tong & Chen, 2002; Baker, 2003; Walsh et al., 2005; Walker et al., 2009; Ramirez et al., 2014, Fia et al., 2015; Menezes et al., 2016; Rodrigues et al., 2017).

A sazonalidade afetou de maneira diferente os distintos locais estudados. A maioria das variáveis a montante apresentou baixa variação sem padrão sazonal observado. Para locais de jusante, maior amplitude de variação foi observada ao longo do ano e claro padrão sazonal foi reconhecido para a DBO, condutividade, fósforo e sólidos totais, com valores mais elevados na estação seca. Por outro lado, nitrogênio, amônia e coliformes foram elevados durante todo o ano sem padrão sazonal de variação definido. Este fato mostra a importância das avaliações temporais das variáveis da qualidade da água em diferentes escalas que podem se comportar de maneira diferente dependendo do período (Krupek et al., 2008; Rodrigues et al., 2017). As concentrações mais elevadas de poluentes são determinadas no período seco devido à redução da

capacidade de diluição dos efluentes lançados (Damasceno et al., 2010). Durante a estação chuvosa, os valores de turbidez, nitrogênio e coliformes podem ser elevados devido ao aporte de cargas difusas provenientes do escoamento superficial da rede de drenagem (Siqueira et al., 2012).

Maior amplitude de variação das variáveis ambientais a jusante foi associada à densidade demográfica da cidade e à presença de esgotos "clandestinos" despejados ao longo do ano pela população local. As superfícies impermeáveis e o aporte de poluentes das áreas urbanas podem resultar na deterioração da qualidade da água como assinalado em outros estudos (Alberti et al., 2007; Lee et al., 2009).

O local próximo à nascente do Ribeirão Grande apresentou concentrações elevadas de oxigênio dissolvido e baixa temperatura em todos os meses. Este local foi considerado com referência devido às características abióticas da água e de entorno. Entre elas, o oxigênio dissolvido é um dos principais parâmetros para estudos relacionados com a qualidade da água (Vasconcellos, 2013). O local de referência deste riachos apresenta águas correntes com mata em ambas as margens promovendo grande sombreamento do curso de água. A temperatura pode afetar as concentrações de oxigênio devido à maior solubilidade ocorrer em águas mais frias (Yvon-Durocher et al., 2010). A velocidade da correnteza também afeta os níveis de oxigênio já que com o aumento da velocidade, aumenta também a turbulência e, consequentemente, a solubilidade do gás (Krupek et al., 2008).

Por outro lado, valores elevados de DBO, condutividade, nitrogênio, fósforo, amônia e coliformes foram encontrados nos locais a jusante do Ribeirão Grande e Córrego Catanduva, em ambas as estações. Este fato sugere aporte constante de poluentes nesses cursos de água ao longo do ano. Os dois trechos não apresentam vegetação ripária no entorno e recebem cargas de esgotos não coligidos pela rede coletora no Córrego Catanduva e, no Ribeirão Grande, oriundos da estação de tratamento de esgoto da cidade, além do escoamento dos poluentes em toda bacia de drenagem. O lançamento de esgotos constitui uma fonte significativa de alteração na composição química dos corpos de água, afetando não apenas a qualidade da água para o seu uso em locais a jusante, como também promovendo modificações físicas e químicas que podem alterar a estrutura dos habitats (Vercellino et al., 2015). O lançamento de efluentes pode ser considerado o maior dos componentes de poluição dos

corpos hídricos, pois contribuem para aumentar a DBO, a carga de nutrientes nestes ambientes e promovem déficits de oxigênio dissolvido causando impactos negativos e desestabilização dos ecossistemas aquáticos (Paul & Meyer, 2001; Odjadjare & Okoh, 2010). Elevados valores de DBO, coliformes e nutrientes indicam déficit de saneamento na bacia, provavelmente devido à falta de tratamento terciário da estação de tratamento de esgoto para remoção desses poluentes (Carvalho et al., 2015).

As variações espaciais e temporais das variáveis ambientais entre os riachos do estudo foram evidenciadas na Análise dos Componentes Principais. A separação nítida entre montante e jusante para o Ribeirão Grande e Córrego Catanduva ocorreu devido às elevadas concentrações de poluentes amostrados nos locais a jusante. No Córrego das Almas e Esperança, a separação não foi tão nítida como observado para as demais bacias. Nesse aspecto, se infere que as variáveis mensuradas entre montante e jusante não foram distintas para permitir a detecção das diferenças espaciais entre os locais. Apesar da proximidade destes dois trechos com as nascentes, este resultado sugere que a qualidade da água está comprometida tanto a montante como a jusante nas duas bacias, não corroborando com a hipótese inicial deste trabalho.

A presença de vegetação ripária nas regiões a montante das bacias hidrográficas é fundamental para promover melhorias na qualidade e quantidade de água reduzindo a carga de sedimentos e a turbidez, além de regular a vazão evitando enchentes nas áreas a jusante (Dessie & Meier, 2013). No presente estudo, a substituição de mata nativa por pastagem em mais de 70% das sub-bacias reflete os impactos negativos do desmatamento, sendo considerados críticos em áreas de cabeceiras (Gregory et al., 1991), mas com reflexos a jusante da bacia (Dale-Jones et al., 1999).

As baixas concentrações de oxigênio dissolvido e a elevada turbidez mensurados nos locais a montante do Córrego das Almas, Catanduva e Esperança foram associadas ao predomínio de pastagem nesses locais. Esses resultados são indicativos de que o entorno dessas áreas está sendo degradado em discordância do que determina o Código Florestal vigente (Lei no. 12.651 de 25 de maio de 2012). Ao estudar trechos na bacia do Rio do Sino, Steffens et al. (2015) relataram degradação intensa no ponto a montante da bacia. A remoção da mata ciliar e a substituição da ocupação do solo principalmente por atividades agropecuárias são cada vez mais frequentes. Tais práticas resultam no

aumento do assoreamento de rios e córregos contribuindo para a diminuição da qualidade da água desses ambientes (Merten & Minella, 2002).

Outro distúrbio verificado durante as amostragens nos locais a montante das três sub-bacias foi o livre acesso do gado aos cursos de água. Este fato foi associado aos valores elevados de DBO a montante no Córrego das Almas devido à deposição fecal do gado no manancial. Resíduos fecais na água podem ameaçar a saúde humana devido à presença de agentes patogênicos prejudiciais, como *Escherichia coli*, *Salmonella* sp. e *Cryptosporidium* sp. (Nagels et al., 2002; Avery et al., 2004; Davies-Colley et al., 2004; Collins et al., 2007). A elevada turbidez durante a estação seca foi associada ao pisoteio pelo gado nas bordas no curso de água. Pesquisas na América do Norte (Belsky et al., 1999; Braccia & Voshell, 2006; Braccia & Voshell, 2007), na Austrália e Nova Zelândia (Amy & Robertson, 2001; Davies-Colley et al., 2004) relataram impactos significativos do acesso ao gado na qualidade de água.

Nesse sentido, compreender as relações em diferentes escalas em uma bacia como a interação entre qualidade da água e usos do solo são fundamentais para o planejamento e controle da poluição local (Xu et al., 2016). Estudos que relacionam esses aspectos em bacias hidrográficas têm sido reportados por diversos autores (Lee et al., 2009; Zhao et al., 2012; Ding et al., 2016; Gonçalves & Rocha, 2016). No presente estudo, correlações significativas entre as variáveis ambientais e diferentes usos do solo foram detectadas nos trechos montante e jusante. A relação entre nitrogênio total e a presença de mata a montante foi associada com a função de filtro das matas para a fixação e a absorção de nutrientes, ou seja, quanto maior a porcentagem de mata, menor a concentração de nitrogênio na água (Piatek et al., 2009; Bu et al., 2014). A presença de mata na paisagem resulta em maior capacidade de fixação e absorção de elementos químicos do que em uma paisagem com mata fragmentada, diminuindo eventuais impactos na qualidade da água dos córregos (Lee et al., 2009; Bu et al., 2014).

Por outro lado, valores elevados a jusante de DBO, nutrientes, condutividade e amônia são associados a poluentes provenientes das áreas urbanas e do escoamento da bacia (Menezes et al., 2016). Na estação chuvosa, ocorre maior disponibilidade de nutrientes para a água do que na estação seca, em função do escoamento de terras com uso agropecuário (Li et al., 2009; Tran et al., 2010).

Dependendo da estação do ano, o excesso de poluentes em corpos de água resulta em uma cascata de efeitos envolvendo a degradação da qualidade da água, habitats, morte de peixes (Wang et al., 2007) e prejuízos para a população local.

A poluição das águas superficiais também traz prejuízos para a saúde humana porque podem ser utilizadas para diferentes fins (abastecimento de água potável, irrigação, pesca, criação de animais e recreação). Neste contexto, é de fundamental importância a criação de projetos para controle de poluição, planejamento adequado dos usos do solo e recuperação da vegetação ripária, tendo em vista as diferenças espaciais existentes na bacia.

Portanto, compreender como a qualidade da água pode ser afetada em diferentes escalas espaciais e tem papel fundamental para direcionar projetos futuros de restauração ou recuperação desses ambientes. A promoção de ações em conjunto com a comunidade local poderá também implicar em melhoria da situação ambiental dos cursos de água da cidade.

CONCLUSÕES

As variáveis a montante não apresentaram padrão sazonal definido de variação enquanto que a jusante, maior amplitude foi constatada ao longo do ano. A qualidade da água mais baixa foi encontrada em duas bacias associadas ao despejo de poluentes da área urbana. A de melhor qualidade foi associada à presença de mata e pouca pastagem, o que é demonstrativo da importância do estudo em escala espacial e temporal para melhor compreensão dos impactos antrópicos na qualidade da água e usos do solo das bacias hidrográficas.

REFERÊNCIAS

Abler, D., Shortle, J., Carmichael, J. & Horan, R. 2002. Climate change, agriculture, and water quality in the Chesapeake Bay Region. Climatic Change, 55(3):339-359.

Alberti, M., Booth, D., Hill, K., Coburn, B., Avolio, C., Coe, S. & Spirandelli, D. 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins. Landscape and urban planning, 80(4):345-361.

Amy, J. & Robertson, A. I. 2001. Relationships between livestock management and the ecological condition of riparian habitats along an Australian floodplain river. Journal of Applied Ecology. 38:63–75.

APHA. 2005. American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 th. ed. New York: APHA, AWWA, WPCR, p.1194.

Avery, S., Moore, A. & Hutchison, M. 2004. Fate of *Escherichia coli* originating fromlivestock faeces deposited directly onto pasture. Letters of Applied Microbiology, 38:355–359.

Baker, A. 2003. Land use and water quality. Hidrology Process, 17:2.499-2.501

Behera, S. & Panda, R. K. 2006. Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a subhumid subtropical region using a physical process based model. Agriculture, Ecosystems and Environment, 113:62–72.

Belsky, A. J., Matzke, A. & Uselman, S., 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. Journal of Soil and Water Conservation, 54:419–431.

Braccia, A. & Voshell, J., 2007. Benthic macroinvertebrate responses to increasing levels of cattle grazing in Blue Ridge Mountain streams, Virginia, USA. Environmental and Monitoring Assessment, 131:185–200.

Braccia, A. & Voshell, J. R., 2006. Benthic macroinvertebrate fauna in small streams used by cattle in the Blue Ridge mountains, Virginia. Northeastern Naturalist. 13:269–286.

BRASIL. Código Florestal. Lei n° 12.651 de 25 de maio de 2012.

Bu, H., Meng, W., Zhang, Y. & Wan, J. 2014. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. Ecological Indicators, 41:187-197.

Carvalho, K. Q., Lima, S. B., Passig, F. H., Gusmão, L. K., Souza, D. C., Kreutz, C. & Arantes, E. J. 2015. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 75(4):96-106.

Chen, L., Zhong, Y., Wei, G., & Shen, Z. 2014. Upstream to downstream: a multiple-assessment-point approach for targeting non-point-source priority management areas at large watershed scale. Hydrology and Earth System Sciences, 18(4):1265-1272.

Collins, R., McLeod, M., Hedley, M., Donnison, A., Close, M., Hanly, J., Horne, D., Ross, C., Davies-Colley, R., Bagshaw, C. & Matthews, L. 2007. Best management practices tomitigate faecal contamination by livestock of New Zealand waters. New Zealand Journal of Agricultural Research. 50:267–278.

Dale, J., E. B., Helfman, G. S., Harper, J. O. & Bolstad, P. V. 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. Conservation Biology, 13(6):1454-65.

Damasceno, L. M. O., Soares, J. A., Silva, A., Dias, N. D., Duarte, D. F., & Farias, J. L. F. & Silva, Ê. 2010. Aspectos qualitativos da água do Rio Poty na região de Teresina, PI. Revista Ciência Agronômica, 41 (1):139-148.

Davies-Colley, R.J., Nagels, J.W., Smith, R.A., Young, R.G. & Phillips, C.J. 2004. Water quality impact of a dairy cow herd crossing a stream. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research38:569–576.

Dessie, A. & Bredemeier, M. 2013. The Effect of Deforestation on Water Quality: A Case Study in Cienda Micro Watershed, Leyte, Philippines. Resources and Environment, 3(1):1-9.

Ding, J., Jiang, Y., Liu, Q., Hou, Z., Liao, J., Fu, L. & Peng, Q. 2016. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. Science of the Total Environment, 551:205-216.

Fan, F. M., Fleischmann, A. S., Collischonn, W., Ames, D. P. & Rigo, D. 2015. Large-scale analytical water quality model coupled with GIS for simulation of point sourced pollutant discharges. Environmental Modelling & Software, 64:58-71.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations.Yearbook of Fishery Statistics.Summarytable.2006.Disponívelem:<ftp://ftp.fao.org/fi/STAT/summary/default.htm#aqua>. Acesso em 24/08/2017.

Fernandes, M. R. & Silva, J.C. 1994. Programa Estadual de Manejo de Sub-Bacias Hidrográficas: Fundamentos e estratégias - Belo Horizonte: EMATER - MG. p. 24.

Fia, R., Tadeu, H. C., Menezes, J. P. C., Fia, F. R. L. & Oliveira, L. F. C. 2015. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 20(2), 267-275.

Golterman, H. L. & R. S. Clymo. 1969. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Oxford: Scientific Publications. p. 213.

Gonçalves, D. R. P. & Rocha, C. H. 2016. Indicadores de qualidade da água e padrões de uso da terra em bacias hidrográficas no Estado do Paraná. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 51(9):1172-1183.

Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A. & Cummins, W. C. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. Bioscience 41:540-551.

Hammer, O., Harper, D. & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistic Software Package for Education and Data Analyses. Paleontologia Eletrônica 4:9.

Jackson, D. A. 1993. Stopping rules in principal component analyses: a comparison of heuristical and statistical approaches. Ecology, 74:2204-2214.

Kang, J. H., Lee, S. W., Cho, K. H., Ki, S. J., Cha, S. M. & Kim, J. H. 2010. Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. Water Research, 44:4.143-4.157.

Krupek, R. A., Branco, C. C. Z., & Kaveski Peres, C. 2008. Variação sazonal de alguns parâmetros físicos e químicos em três rios pertencentes a uma bacia de drenagem na região centro-sul do Estado do Paraná, Sul do Brasil. Acta Scientiarum. Biological Sciences, 30(4): 431-438.

Lee, S., Hwang, S., Lee, S., Hwang, H. & Sung, H. 2009. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. Landscape and Urban Planning, 92:80–89.

Li, S., Gu, S., Tan, X. & Zhang, Q. 2009. Water quality in the upper Han River basin, China: the impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. Journal of Hazardous Materials, 165:317-324.

Luke, S. H., Barclay, H., Bidin, K., Chey, V. K., Ewers, R. M., Foster, W. A. & Walsh, R. P. 2017. The effects of catchment and riparian forest quality on stream environmental conditions across a tropical rainforest and oil palm landscape in Malaysian Borneo. Ecohydrology, 10, e1827.

Menezes, J. P. C., Bittencourt, R. P., Farias, M. D. S., Bello, I. P., Fia, R., & Oliveira, L. F. C. D. 2016. Relationship between patterns of use and occupation of soil and water quality in an urban watershed. Engenharia Sanitaria e Ambiental, 21(3):519-534.

Merten, G. H. & Minella, J. P. 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para sobrevivência futura. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável, 3(4), 33-38.

Nagels, J., Davies-Colley, R., Donnison, A. & Muirhead, R. 2002. Faecal contamination over flood events in a pastoral agricultural stream in New Zealand. Water Science and Technology, 45:45–52.

Ngoye, E. & Machiwa, J. F. 2004. The influence of land use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. Physics and Chemistry of the Earth, 29:1.161-1.166.

Odjadjare, E. E. O & Okoh A. I. 2010. Prevalence and distribution of Listeria pathogens in the final effluents of a rural wastewater treatment facility in the Eastern Cape Province of South Africa. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 26:297-307.

Ogura, N. & Kanki, S. 2009 Biogeochemical characteristics of river systems. In: Dooge JCI (ed), Fresh surface water, 1, p 482.

Paul, M. & Meyer, J., 2001: Riverine ecosystems in an urban landscape. – Annual Review of Ecology and Systematics, 32:333–365.

Piatek, K. B., Munasinghe, P., Peterjohn, W. T., Adams, M. B. & Cumming, J. R. 2009. Oak contribution to litter nutrient dynamics in an Appalachian forest receiving elevated nitrogen and dolomite. Canadian Journal of Forest Research, 39(5):936-944.

Ramirez, A., Rosas, K. G., Lugo, A. E. & Ramos-González, O. M. R. 2014. Spatio-temporal variation in stream water chemistry in a tropical urban watershed. Ecology and Society, 19:1-11.

Rodrigues, V., Estrany, J., Ranzini, M., de Cicco, V., Martín-Benito, J. M. T., Hedo, J., & Lucas-Borja, M. E. 2017. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). Science of The Total Environment (In press).

Siqueira, H. E., Tibery, L. R., Guidolini, J. F., Valle Junior, R. F. & Rodrigues, V. A. 2012. Análise morfométrica e definição do potencial de uso do solo da microbacia do Rio Veríssimo, Veríssimo - MG. Enciclopédia Biosfera, 8(15):2236- 2248.

STATSOFT. 2009. Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 10.

Steffens, C., Klauck, C. R., Benvenuti, T., Silva, L. B. & Rodrigues, M. A. S. 2015. Water quality assessment of the Sinos River–RS, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 75(4):62-67.

Tong, S. & Chen, W. 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. Journal of Environmental Management, 66:377-393.

Tran, C. P., Bode, R. W., Smith, A. J. & Kleppel, G. S. 2010. Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). Ecological Indicators, 10:727-733.

Valderrama, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. Marine Chemistry, 10:109-222.

Vasconcelos, R. S., Leite, K. N., Carvalho, C. M., Eloi, W. M., Silva, L. M. F. & Feitosa, H. O. 2013. Qualidade da água utilizada para irrigação na extensão da microbacia do Baixo Acaraú. Revista Brasileira de Agricultura Irrigada, 3(1):30-38.

Vercellino, A. R., Salemi, L. F., de Andrade, T. M. B., da Costa Silva, R. W., Vidas, N. B., & de Camargo, P. B. 2015. Efluentes de estação de tratamento de esgoto: efeito sobre à qualidade de água de um rio de pequeno porte. Nativa, 3(2):131-134.

Walker, T. R., Crittender, P. D., Dauvalter, V. A., Jones, V., Kuhry, P., Loskutova, O., Mikkola, K., NikULA, A., Patova, E., Ponomarev, V. I., Pystina, T., Ratti, O., Soloviera, N., Stenina, A., Virtanen, T. & Young, S. D. 2009. Multiple indicators of

human impacts on the environmental in the Pechova Basin, north-eastern European Russia. Ecological Indicators, 9:765-779.

Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M. & Mornan, R. P. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. Journal of the North American Benthological Society, 24: 706-723.

Wang, X. L., Lu, Y. L., Han, J.Y. He, G. Z. & Wang, T. Y. 2007. Identification of anthropogenic influences on water quality of rivers in Taihu watershed. Journal of Environmental Science, 19(4):475-481.

Woli, K. P., Nagumo, T., Kuramochi, K. & Hatano, R. 2004. Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas. Science of the Total Environment, 329:61-74.

Woodward, G., Gessner, M. O., Giller, P. S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A. & Chauvet, E. 2012. Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. Science, 336(6087):1438-1440.

Xiao, R., Wang, G., Zhang, Q. & Zhang, Z. 2016. Multi-scale analysis of relationship between landscape pattern and urban river water quality in different seasons. Scientific reports, 6, 25250.

Xu, H., Zheng, H., Chen, X., Ren, Y., & Ouyang, Z. 2016. Relationships between river water quality and landscape factors in Haihe River Basin, China: Implications for environmental management. Chinese geographical science, 26(2):197–207.

Yvon-Durocher G., Montoya J. M., Trimmer, M. & Woodward, G. 2011. Warming alters the size spectrum and shifts the distribution of biomass in freshwater ecosystems. Global Change Biology, 17:1681-1694.

Zan, R. A., Costa, A. L., Costa, J. B. & de Oliveira Meneguetti, D. U. 2012. Análise microbiológica de amostras de água de poços rasos localizados no município de Buritis, Região do vale do Jamari, Rondônia, Amazônia Ocidental. Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET), 8(8):1867-1875.

Zhao, L., Zhang, X., Liu, Y., He, B., Zhu, X., Zou, R. & Zhu, Y. 2012. Three-dimensional hydrodynamic and water quality model for TMDL development of Lake Fuxian, China. Journal of Environmental Sciences, 24(8):1355-1363.

APÊNDICE

Tabela A1. Valores do teste "t" de Student, aplicado para as variáveis ambientais mensuradas no Ribeirão Grande para verificar a significância quando comparados aos valores mensurados nas duas estações (seca e chuvosa) para cada trecho analisado (montante e jusante). Diferenças significativas em negrito (p<0.05).

Variáveis	Período (Seca x Chuvosa)					
	Montante			Jusante		
	T	P	Contraste	T	P	Contraste
Oxigênio dissolvido (mg.$^{l-1}$)	8,74	**0,00**	S>C	1,20	0,66	
DBO (mg.l^{-1})	1,28	**0,05**	S>C	5,06	0,77	
Condutividade (µS.cm^{-1})	3,68	0,13		5,60	**0,03**	S>C
pH	1,39	0,10		2,18	**0,02**	S>C
Fósforo total (µg.$^{l-1}$)	3,88	0,98		1,62	0,52	
Nitrogênio total (µg.l^{-1})	13,57	0,09		2,14	0,93	
Tubidez (NTU)	11,27	0,18		4,06	0,16	
Sólidos totais (mg.l^{-1})	9,23	0,90		2,95	0,62	
Amônia (mg.l-1 N-NH3)	5,91	0,37		14,71	0,23	
Coliformes totais (UFC)	6,20	0,52		19,94	0,16	
Coliformes termotolerantes (UFC)	1,10	0,87		1,47	0,53	
Temperatura da água (ºC)	22,69	**0,01**	C>S	2,75	**0,00**	C>S

Tabela A2. Valores do teste "t" de Student, aplicado para as variáveis ambientais mensuradas no Córrego das Almas para verificar a significância quando comparados aos valores mensurados nas duas estações (seca e chuvosa) para cada trecho analisado (montante e jusante). Diferenças significativas em negrito (p<0.05).

Variáveis	Período (Seca x Chuvosa)					
	Montante			Jusante		
	T	P	Contraste	T	P	Contraste
Oxigênio dissolvido (mg.$^{l-1}$)	2,43	0,90		63,61	0,96	
DBO (mg.l^{-1})	2,15	0,16		1,16	0,84	
Condutividade (µS.cm^{-1})	1,29	**0,00**	S>C	2,82	0,81	
pH	1,20	0,06		5,63	0,27	
Fósforo total (µg.$^{l-1}$)	1,30	0,34		2,67	0,75	
Nitrogênio total (µg.l^{-1})	1,98	**0,03**	C>S	26,95	0,12	
Tubidez (NTU)	1,20	0,33		1,12	0,87	
Sólidos totais (mg.l^{-1})	7,22	0,91		6,46	0,45	
Amônia (mg.l-1 N-NH3)	13,34	0,06		1,65	0,82	
Coliformes totais (UFC)	11,65	0,38		11,78	0,43	
Coliformes termotolerantes (UFC)	1,30	0,71		6,35	0,20	
Temperatura da água (ºC)	20,35	**0,00**	C>S	7,87	**0,03**	C>S

Tabela A3. Valores do teste "t" de Student, aplicado para as variáveis ambientais mensuradas no Córrego Catanduva para verificar a significância quando comparados aos valores mensurados nas duas estações (seca e chuvosa) para cada trecho analisado (montante e jusante). Diferenças significativas em negrito (p<0.05).

Variáveis	**Período (Seca x Chuvosa)**					
	Montante			**Jusante**		
	T	P	Contraste	T	P	Contraste
Oxigênio dissolvido (mg.$^{l-1}$)	1,39	0,89		2,32	0,73	
DBO (mg.l^{-1})	4,19	0,36		1,35	0,33	
Condutividade (µS.cm^{-1})	1,51	0,37		3,70	0,08	
pH	1,02	0,18		1,36	0,27	
Fósforo total (µg.$^{l-1}$)	1,00	0,67		1,60	0,54	
Nitrogênio total (µg.l^{-1})	4,59	**0,01**	C>S	2,56	0,28	
Tubidez (NTU)	1,56	0,59		1,07	0,73	
Sólidos totais (mg.l^{-1})	0,93	3,91		1,40	0,80	
Amônia (mg.l-1 N-NH3)	3,84	0,45		1,15	0,64	
Coliformes totais (UFC)	12,49	0,16		1,63	0,13	
Coliformes termotolerantes (UFC)	1,32	0,17		8,74	0,16	
Temperatura da água (ºC)	14,95	**0,00**	C>S	13,89	**0,02**	C>S

Tabela A4. Valores do teste "t" de Student, aplicado para as variáveis ambientais mensuradas no Córrego Esperança para verificar a significância quando comparados aos valores mensurados nas duas estações (seca e chuvosa) para cada trecho analisado (montante e jusante). Diferenças significativas em negrito (p<0.05).

Variáveis	**Período (Seca x Chuvosa)**					
	Montante		**Variáveis**	**Jusante**		
	T	P	Contraste	T	P	Contraste
Oxigênio dissolvido (mg.$^{l-1}$)	1,07	0,67		1,19	0,67	
DBO (mg.l^{-1})	1,88	0,58		1,06	0,98	
Condutividade (µS.cm^{-1})	3,70	**0,04**	S>C	3,39	0,11	
pH	1,21	0,57		1,66	0,06	
Fósforo total (µg.$^{l-1}$)	1,80	0,91		2,56	0,23	
Nitrogênio total (µg.l^{-1})	3,69	**0,00**	C>S	1,16	0,18	
Tubidez (NTU)	1,05	0,34		1,14	0,12	
Sólidos totais (mg.l^{-1})	1,09	0,49		1,30	0,62	
Amônia (mg.l-1 N-NH3)	3,85	0,46		3,05	0,10	
Coliformes totais (UFC)	2,21	0,47		2,28	0,82	
Coliformes termotolerantes (UFC)	1,04	0,33		7,69	0,35	
Temperatura da água (ºC)	7,82	**0,00**	C>S	3,95	**0,01**	C>S

Tabela A5. Valores dos coeficientes de correlação dos dois eixos da PCA (De acordo com o modelo de Broken-Stick, somente o primeiro eixo foi significado para o Ribeirão Grande (RG) e Córrego Catanduva (CC). Para o Córrego das Almas (CA) e Córrego da Esperança (CE) os dois eixos foram significativos. Em negrito os valores que melhor explicam a distribuição das variáveis nos quatro riachos. OD-oxigênio dissolvido; DBO-demanda bioquímica de oxigênio).

Cursos de água	**RG**		**CA**		**CC**		**CE**	
Variáveis	**PCA1**	**PCA2**	**PCA 1**	**PCA2**	**PCA 1**	**PCA2**	**PCA 1**	**PCA2**
OD	**-0,929**	-0,132	0,132	-0,087	-0,225	**0,855**	-0,036	-0,279
DBO	**0,927**	-0,137	0,559	0,164	**0,938**	-0,067	**0,779**	0,281
Sólidos totais	**0,885**	0,271	0,081	**0,838**	**0,654**	-0,189	0,264	0,549
pH	0,332	**-0,706**	**0,695**	-0,391	**0,729**	0,443	0,387	-0,497
Condutividade	**0,895**	-0,307	**0,854**	-0,246	**0,924**	0,158	**0,697**	-0,545
Turbidez	0,186	**0,745**	-0,525	**0,703**	-0,573	-0,097	-0,112	**0,799**
Nitrogênio total	**0,936**	0,069	0,486	0,100	**0,934**	-0,095	**0,928**	0,226
Fósforo total	**0,933**	-0,085	0,440	**0,748**	**0,909**	-0,111	**0,887**	0,085
Amônia	**0,961**	-0,110	**0,794**	0,003	**0,876**	-0,232	**0,828**	0,254
Temperatura	0,353	**0,656**	0,393	0,115	0,511	-0,170	0,024	0,560

Capítulo 2

Efeitos da estiagem e da qualidade do habitat nos macroinvertebrados bentônicos em cursos de água periurbanos

RESUMO

Alterações nas características hidrológicas e a degradação da qualidade da água são estressores que podem afetar a estrutura de comunidades bentônicas principalmente durante períodos de estiagem. Neste estudo foram avaliadas a composição, abundância e índices bióticos e comunidade de macroinvertebrados bentônicos em trechos situados a montante e jusante de quatro cursos de água periurbanos. O objetivo foi avaliar os efeitos da estiagem nos macroinvertebrados durante um período de trêm meses com pluviosidade reduzida em diferentes ecossistemas lóticos e examinar as variáveis ambientais controladoras em cada local. A abundância total de macroinvertebrados diferiu entre locais e nos três meses sucessivos de amostragem, aumentando no final do período de estiagem a jusante e diminuindo o número de taxa sensíveis a montante. Os índices bióticos retrataram a heterogeneidade dos habitats (trechos e riachos), mas durante o período de estiagem foram encontradas poucas diferenças nos valores. O trecho próximo à nascente do ecossistema lótico considerado referência apresentou a melhor condição na qualidade de água, com presença de grupos sensíveis devido à melhor oxigenação da água e à presença de vegetação ripária mais preservada. Os locais a montante dos outros três cursos de água periurbanos apresentaram fauna pouco diversificada devido ao uso intenso do entorno afetado por desmatamento e pastagens. A estiagem determinou um efeito importante nas características ambientais, em especial uma elevação nas concentrações de variáveis indicadoras de poluição nos trechos a jusante. Nas áreas urbanas o aumento na abundância de organismos resistentes com o aumento da estiagem foi resultante da perda acentuada na qualidade da água em todos os cursos de água, indicativo da influência da baixa precipitação para a organização e estruturação da fauna em cursos de água de regiões tropicais.

Palavras-chave: ecossistemas lóticos, invertebrados aquáticos, seca, variação espacial

INTRODUÇÃO

Eventos de seca são perturbações que afetam os ecossistemas aquáticos em diferentes etapas e dependem da intensidade da estiagem. A diminuição gradual do nível da água provoca mudanças na fauna e nas características do habitat como um todo (Lake, 2000; Boulton, 2003; Wood & Lettenmaier, 2008). Quanto mais grave for a seca, mais mudanças ocorrem no ambiente (Lake, 2011). Apesar de ser um evento natural, os efeitos ecológicos do estresse hídrico a longo prazo ainda são mal compreendidos (Bogan et al., 2015).

As condições de seca levam a mudanças nos parâmetros abióticos, tais como diminuição das concentrações de oxigênio, aumento da condutividade elétrica e nutrientes (Williams & Feltmate, 1992, Humphries & Baldwin, 2003). O fluxo de água e recursos alimentares provenientes da vegetação ripária tornam-se progressivamente mais escasso, se não interrompidos (Bond et al., 2008) devido a redução do nível da água, interrupção da conectividade hidrológica e redução do habitat (Stanley et al., 1994), ou indiretamente devido ao aumento da predação e à mudança da natureza de recursos alimentares (Miller & Golladay, 1996). Além disso, alterações hidrológicas podem afetar significativamente a estrutura das assembleias de organismos aquáticos (Bonada et al., 2007; Atkinson et al., 2014; Lu et al., 2016).

Diversas pesquisas apontaram efeitos importantes nas respostas ecológicas da biota aquática durante eventos de seca como foi demonstrado na Austrália e na Nova Zelândia (Jowett et al., 2005; Chessman et al., 2008; Leigh, 2012), Europa (Bonada et al. 2007; Wood et al., 2010; Datry, 2012; Kalogianni et al., 2017) e nas Américas (Miller et al., 2007; Zeug & Winemiller, 2008). Em um estudo de revisão sobre os efeitos da estiagem em ambientes lóticos alterações na profundidade, velocidade da correnteza, regime térmico e química da água foram constatadas (Dewson et al., 2007). No Brasil, alguns autores relatam que em épocas de menor precipitação a estabilidade do substrato favorece o estabelecimento da fauna bentônica em riachos e proporciona aumento da abundância nesse período (Ribeiro & Uieda, 2005). Ao contrário, no período chuvoso o deslocamento do substrato devido ao aumento da vazão provoca o arraste de indivíduos, reduzindo sua densidade (Bispo et al., 2006).

Além de características hidrológicas, a vulnerabilidade dos ecossistemas aquáticos é intensificada com a expansão de áreas urbanas e de atividades agrícolas e

pecuária (Hepp et al., 2010; Feio & Poquet, 2011). Como consequência dessas atividades, a remoção da mata ciliar resulta em maior instabilidade das margens, perda do perfil longitudinal de fluxo e, consequentemente, da heterogeneidade de habitats (Baptista et al., 2000). Em áreas urbanas, um dos principais impactos que afetam os cursos de água atualmente é a poluição de suas águas por resíduos domésticos e industriais sem tratamento (Benetti & Garrido, 2010). Nesse sentido, aspectos físicos e químicos da água permitem diagnosticar mudanças ocasionadas por diversas ações (Queiroz et al., 2010) e o uso de indicadores biológicos é uma alternativa que pode complementar a análise das variáveis abióticas durante a avaliação ambiental (Resh et al., 1995).

Os indicadores biológicos são espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e distribuição indicam a intensidade de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua rede de drenagem (Callisto & Gonçalves, 2002). Juntamente com as medidas físicas e químicas da água, os índices podem ser utilizados para verificar possíveis modificações na estrutura e composição das comunidades bentônicas em avaliações amplas de impactos ambientais (Monaghan & Soares, 2012).

Os macroinvertebrados são os organismos mais utilizados para o monitoramento biológico dos ecossistemas de água doce em todo o mundo (Hussain & Pandit, 2012) devido a sua sensibilidade diferencial à poluição, refletindo os impactos em habitats aquáticos de forma bastante satisfatória (Callisto et al., 2004; Moreno & Callisto, 2006; Rashid & Pandit, 2014).

Nesse sentido, o uso da fauna bentônica como indicadores biológicos associados à avaliação de habitat e à qualidade da água são necessários para o maior entendimento da distribuição dos organismos nos ecossistemas tropicais, que podem ser afetados por distúrbios como o estresse hídrico característico de períodos de estiagem.

Apesar das oscilações de precipitação que ocorrem ao longo dos meses, a maioria dos estudos limita-se apenas a uma única amostragem, caracterizando uma avaliação instantânea em determinada escala temporal. Em regiões tropicais, as oscilações hidrológicas são frequentes, porém, os efeitos da estiagem progressiva na comunidade bentônica ainda continuam mal compreendidos (Bond et al., 2008).

O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da estiagem nos macroinvertebrados durante o período de pluviosidade reduzida em diferentes

ecossistemas lóticos e examinar as variáveis ambientais controladoras em cada local e os índices bióticos característicos da comunidade.

O pressuposto deste trabalho é que haverá variação dos atributos da comunidade de macroinvertebrados lóticos ao longo dos meses, atribuída principalmente aos efeitos contínuos do estresse hídrico e variações nos habitats. Nos locais a montante espera-se encontrar riqueza mais elevada, por serem locais próximos às nascentes, e nos locais a jusante, riqueza e abundância reduzidas devido à descarga de poluentes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em quatro cursos de água afluentes na margem esquerda do Rio Guareí localizado no município de Angatuba, São Paulo, Brasil (23º29'23"S 48º24'46"W) (Figura 1). Para cada um dos cursos de água (Ribeirão Grande, Córrego das Almas, Córrego Catanduva e Córrego da Esperança), amostras de água e da fauna foram coletadas em dois locais distintos, sendo um ponto próximo à nascente (montante da cidade) e um ponto a jusante (cidade) (Figura 1). As coletas foram realizadas em três meses sucessivos durante a estação seca (junho, julho e agosto de 2016). O Ribeirão Grande e sua bacia de drenagem recebe na margem esquerda os demais afluentes deste estudo. O local a montante (ponto 1, Figura 1) apresenta vegetação ciliar mais preservada e o trecho jusante (ponto 2) recebe impactos de toda a bacia de drenagem, além do lançamento dos efluentes da estação tratamento de esgoto próximo ao local. O Córrego das Almas apresenta o ponto a montante (ponto 3) em um condomínio residencial em elaboração e jusante (ponto 4) apresenta no seu entorno residências e despejo de efluentes. O Córrego Catanduva apresenta no local a montante (ponto 5) áreas de pastagens no entorno e o pisoteio por gado pode ser observado no local. Este córrego atravessa a cidade e apresenta trecho canalizado em toda a extensão no meio urbano. Elevada quantidade de dejetos são lançados no trecho jusante deste curso d'água (ponto 6) com ausência total de mata ripária no local. O Córrego da Esperança apresenta no trecho montante (ponto 7) áreas de pastagem e no ponto jusante (ponto 8), elevada quantidade de dejetos e cargas de esgoto lançada no curso d'água.

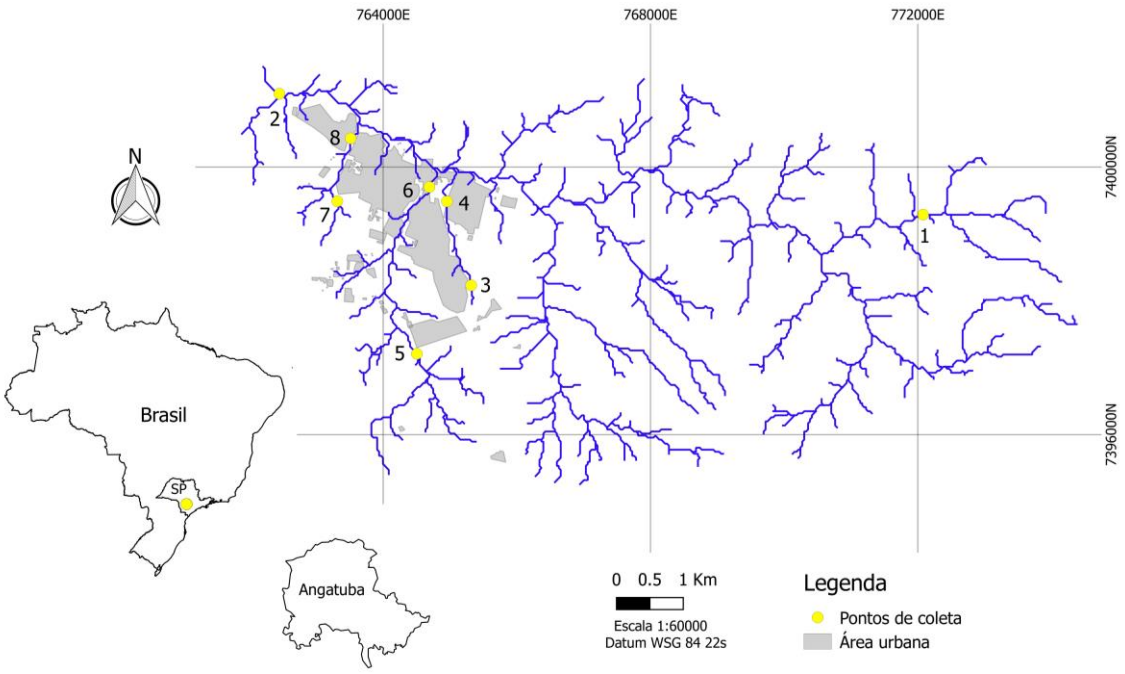

Figura 1. Localização da área de estudo no município de Angatuba, estado de São Paulo, Brasil, dos oito pontos de amostragem.

Caracterização ambiental

Dados de precipitação durante o período de amostragem foram obtidos da Estação Pluviométrica E5-017 do Departamento de Águas e Energia Elétrica (D.A.E.E.), localizada no município de Angatuba, SP, Brasil.

A caracterização dos habitats nos trechos montante e jusante dos quatro cursos de água foi realizada envolvendo substrato, hidrologia e entorno. A composição granulométrica do sedimento foi determinada segundo a escala de Wentworth (Suguio, 1973). Quatro réplicas de substrato de fundo de cada trecho foram coletadas em um quadrante com área de 225 cm^2. As partículas presentes em cada amostra de fundo foram medidas com paquímetro e o total de ocorrência para cada uma das 12 classes de tamanho foi transformado em porcentagem. Após mensurar a largura e a profundidade do curso de água em cada trecho com auxilio de uma régua, a velocidade da correnteza foi determinada pelo método do flutuador o qual um objeto é lançado na correnteza anotando-se o tempo de deslocamento em distância padronizada. A vazão foi calculada através do produto área da secção transversal do canal pela velocidade da correnteza (Leopoldo & Souza, 1979). A porcentagem de cobertura vegetal da mata ciliar no entorno dos oito locais de amostragem foi estimada pelo sombreamento observado em

placa de acrílico quadriculada cobrindo caixa confeccionada em madeira, de formato retangular e apresentando a extremidade de fundo aberta, cada quadrado sombreado representando 4% de cobertura.

Além dessas métricas, uma amostra de água foi coletada para determinação das seguintes variáveis: oxigênio dissolvido determinado através do método de Winkler modificado com adição de azida (Golterman & Clymo, 1969), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pelo método da incubação das amostras no escuro (a 20ºC por 5 dias) (Golterman & Clymo, 1969), pH e condutividade da água com um medidor de pH Micronal Mod.322 e um condutivímetro FACH-2511, respectivamente, turbidez através do Turbidímetro portátil (Technopon), sólidos totais de acordo com os procedimentos metodológicos descritos em APHA (2005), fósforo e nitrogênio total através do método de digestão da amostra (Valderrama, 1981) e amônia utilizando um Kit Técnico de Potabilidade desenvolvido pela empresa Alfakit (Cod 1065).

Amostragem da fauna

A amostragem dos macroinvertebrados bentônicos foi realizada em triplicata em cada ponto utilizando um amostrador Surber com malha de 250 μm e área de 225cm². O substrato delimitado pelo quadrante do amostrador foi revolvido com as mãos durante 1 minuto e o material arrastado para dentro da rede foi despejado em bandeja com água do ambiente, sendo o interior da malha "lavado" nesta água para a remoção de todos os organismos presos à rede. Em seguida, a água da bandeja foi despejada em uma peneira granulométrica (250 μm) e o material retido foi transferido com auxílio de uma piceta com álcool 70% para dentro de um recipiente plástico devidamente etiquetado, onde os animais foram armazenados até o momento da triagem.

No laboratório foi realizado o procedimento de triagem em placas de Petri e as amostras da fauna examinadas com o uso de microscópio estereoscópico. A identificação dos organismos foi feita até o menor nível taxonômico possível com o auxílio de bibliografia especializada (Pennak, 1978; Merrit & Cummins, 1996; Domínguez & Fernández, 2009; Mugnai et al., 2010; Trivinho-Strixino, 2011).

Análise dos dados

Para caracterizar os cursos de água, os resultados da análise física dos habitas e das características ambientais foram previamente transformados em log10 (x + 1) (exceto pH) e aplicada uma Análise de Componentes Principais (APC) através de matriz de correlação, utilizada para extrair a significância dos eixos principais pelo método de Broken-Stick, (Jackson, 1993) através do programa Paleontological Statistics (PAST) (Hammer et al., 2001).

A abundância total e abundância relativa de cada grupo foram determinadas utilizando o valor cumulativo das três réplicas recolhidas por ponto e foram analisadas separadamente para cada mês de amostragem.

Para verificar possíveis diferenças espaciais e temporais na fauna, os dados de abundância foram previamente transformados em log10 (x+1) e o teste de Shapiro-Wilk aplicado para verificar a normalidade dos dados. Posteriormente, o teste t de Student foi utilizado para verificar diferenças significativas entre trechos (montante x jusante), riachos e meses de amostragem, em um nível de significância $p < 0.05$ através do software Statistica v. 10.0 (Statsoft).

Análises exploratórias foram aplicadas aos dados de abundância dos organismos mais representativos (abundância relativa > 1%) transformados em log (x+1) com o objetivo de verificar a existência de padrões espaciais e temporais na estrutura da fauna. Para verificar a existência de padrões espaciais, uma análise de Ordenação de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) foi realizada utilizando o software R Cran Project (R Development Core Team, 2013).

A relação entre a abundância da fauna e as variáveis ambientais mensuradas em cada ponto e mês de amostragem foi examinada através da análise de redundância (RDA), usando o software R Cran Project (R Development Core Team, 2013).

Índices bióticos

Foram determinadas a riqueza, diversidade de Shannon-Wienner (H') e equitabilidade (J') através do Software Past V.1.48 (Hammer et al., 2001), além dos índices BMWP e ASPT. Para o cálculo do *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), os macroinvertebrados identificados no nível taxonômico de família receberam uma pontuação de 1 a 10. Táxons sensíveis à poluição orgânica têm

pontuação mais elevada enquanto os tolerantes recebem uma mais baixa (Junqueira et al., 2000). Visando minimizar a influência do tamanho do curso de água na pontuação do índice BMWP, foi aplicado o ASPT que leva em conta o valor obtido do somatório BMWP dividido pelo número de táxons pontuados (Baptista, 2008)

RESULTADOS

Caracterização ambiental

Em 2016, a precipitação total na estação seca, que se estendeu de abril a setembro, foi de 390,3 mm, correspondendo a 27,7% do total anual (Figura 2 A). No período de amostragem dos macroinvertebrados (junho, julho e agosto de 2016), a precipitação total foi de 190,5 mm, isto é, 49% do total para a estação seca (Figura 2 B). Em junho, a precipitação total foi de 95,4 mm, concentrada no início do mês. Em julho, a precipitação total registrada ocorreu apenas em um único dia (14,8 mm). Em agosto, a precipitação até o dia de amostragem da fauna foi de 8,6 mm. A falta de água devido à seca prolongada em agosto impossibilitou amostragem de água e fauna nos pontos a montante do Córrego das Almas, Catanduva e Esperança. Neste contexto, a estiagem foi bem caracterizada ao longo dos três meses sucessivos de amostragem durante a estação seca (Figura 2 B).

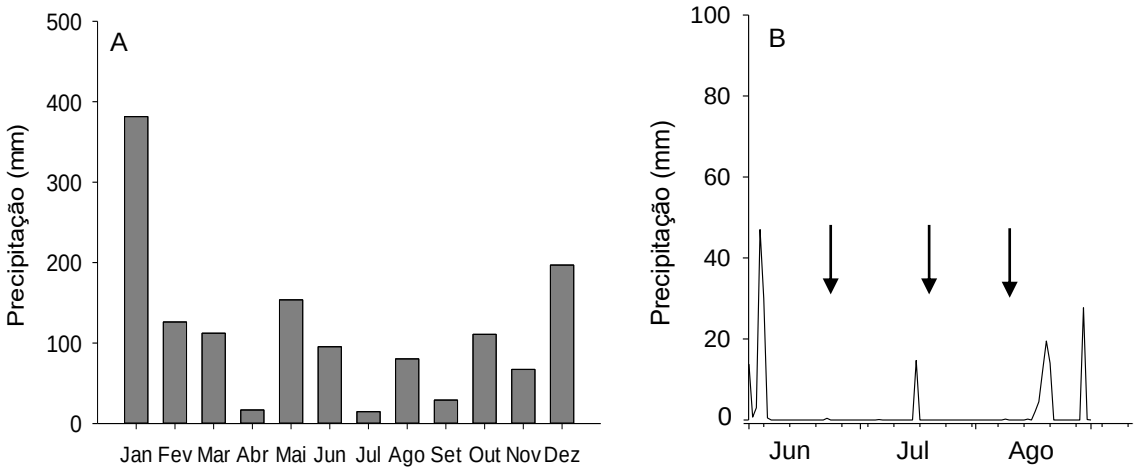

Figura 2. Precipitação mensal do ano de amostragem (janeiro a dezembro de 2016) (A) e diária nos três meses de amostragem da fauna (junho, julho e agosto de 2016) (B) no município de Angatuba –SP. Setas na imagem B: dias da coleta dos macroinvertebrados.

A análise do substrato mostrou ocorrência de seixo em todos os locais de amostragem (Tabela 1). Bloco e areia só não foram encontrados no ponto 8 e serrapilheira no ponto 2.

Tabela 1. Tipo de substrato nos oito pontos de coleta: (1) e (2) Ribeirão Grande montante e jusante, (3) e 4) Córrego das Almas montante e jusante, (5) e (6) Córrego Catanduva montante e jusante, (7) e (8) Córrego da Esperança montante e jusante. (X=ocorrência).

Pontos Tipo de substrato do fundo	1	2	3	4	5	6	7	8
Bloco (6,4 a 25,6 cm)	X	X	X	X	X	X	X	
Seixo (0,4 a 6,4 cm)	X	X	X	X	X	X	X	X
Areia	X	X	X	X	X	X	X	
Silte	X			X				X
Argila consolidada								
Banco de folhas e galhos pequenos	X		X	X	X	X	X	
Serrapilheira fina	X		X	X	X	X	X	X
Macrófitas				X		X		
Algas		X		X		X		
Raízes finas da mata ciliar	X		X		X		X	X
Madeira (qualquer tamanho)	X				X			X
Outros (tijolo, telhas)				X		X		X

Semelhanças no tipo de substrato foram encontradas entre os dois trechos de amostragem do Ribeirão Grande e do Córrego da Esperança, onde ambos apresentaram seixo de maior tamanho (Figura 3 A). Predomínio de seixos de menor tamanho foi

característico no Córrego Catanduva e seixos de tamanho médio no Córrego das Almas (Figura 3 A).

Em função da variação dos parâmetros ambientais, a ACP evidenciou a formação de dois conjuntos distintos, sendo um conjunto representando os pontos a montante e o outro a jusante (Figura 3 B). Para a maioria das variáveis mensuradas, os valores apresentaram tendência de aumento no sentido montante -> jusante e nos três meses de coleta (Tabela A1). Para todos os meses, o Ribeirão Grande montante foi correlacionado com a concentração de oxigênio dissolvido. Os locais de montante dos Córregos das Almas, Catanduva e Esperança foram associados à cobertura vegetal e à turbidez (Figura 3 B). As demais variáveis foram relacionadas com o trecho jusante dos quatro cursos de água em todos os meses de amostragem devido aos valores elevados de suas concentrações (Figura 3 B).

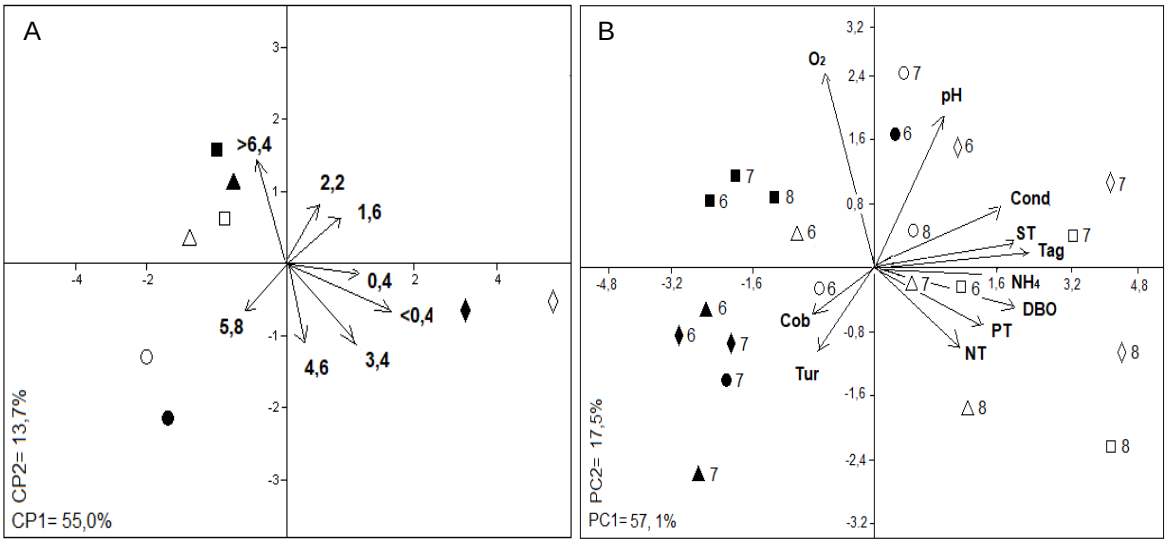

Figura 3. Análise de Componentes Principais (ACP) dos tamanhos de seixos (A) e variáveis ambientais (B) aplicadas ao Ribeirão Grande (quadrado), Córrego das Almas (círculo), Córrego Catanduva (losango) e Córrego da Esperança (triângulo) em junho (6), julho (7) e agosto (8) de 2016. (Montante = símbolos escuros e jusante = símbolos brancos). Números junto aos vetores na figura A correspondem ao tamanho de seixos em cm).

Macroinvertebrados bentônicos

Um total de 10.804 invertebrados foi coletado pertencente a quatro filos e classificados em 60 taxa (Tabela A2) (Apêndice). Apenas cinco taxa apresentaram abundância acima de 1% constituindo 95,1% da abundância total. A família Chironomidae foi a mais abundante com 52,5% seguido de Oligochaeta com 33%, Nematoda com 6,8%, Leptohyphidae com 1,5% e Baetidae com 1,3% (Figura 4).

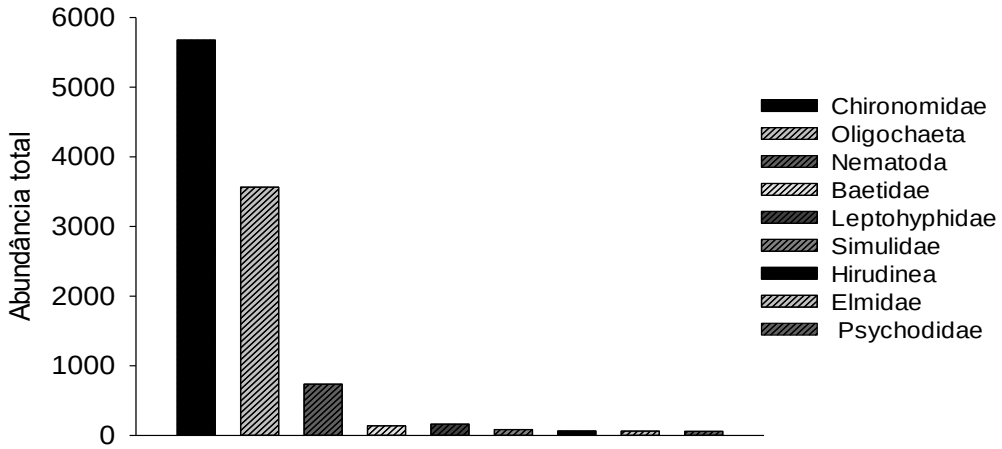

Figura 4. Abundância total dos macroinvertebrados bentônicos coletados no Ribeirão Grande, Córrego das Almas, Córrego Catanduva e Córrego da Esperança durante os meses de coleta.

A abundância total foi significativamente diferente entre os três meses de amostragem (F=6,47; p=0,03). O teste de Tukey mostrou que as abundâncias de julho e de agosto não diferiram entre si e aquela de junho foi diferente dos demais meses. A abundância mais elevada foi registrada no mês de agosto, seguida de julho e junho (Tabela A3, A4 e A5).

Comparando os trechos de amostragem, a abundância diferiu significativamente entre montante e jusante no Ribeirão Grande (T=1,26; p=0,00), Córrego das Almas (T=12,01; p=0,00), Córrego Catanduva (T=15,09; p=0,00) e Córrego da Esperança (T=2,04; p=0,01), com todos com valores mais elevados a jusante. Entre cursos de água, as diferenças não foram significativas (F=2,19; p=0,09), porém a abundância mais elevada foi encontrada no Córrego Catanduva, seguido do Ribeirão Grande, Córrego das Almas e Córrego da Esperança (Tabela A3, A4 e A5).

A classe Oligochaeta foi a mais representativa, com ocorrência em todas as amostras (Tabela A2). Dentre as ordens, Plecoptera foi representada pela família

Gripopterygidae amostrada apenas no Ribeirão Grande a montante em todos os meses de coleta (Tabela A2). Ephemeroptera foi representada por quatro famílias sendo Leptohyphidae a mais abundante. Para Coleoptera, foram amostradas seis famílias com predomínio de Elmidae em todos os períodos de amostragem (Tabela A2).

A família Chironomidae foi a mais representativa, com 24 gêneros amostrados, sendo 13 da subfamília Chironominae, cinco de Orthocladinae e seis de Tanypodinae (Tabela A6). Apenas nove gêneros de Chironomidae apresentaram abundância relativa maior que 1% em todos os locais de amostragem. No mês de junho, o predomínio foi de *Cricotopus* no Ribeirão Grande e Córrego das Almas; os gêneros *Chironomus*, *Cricotopus* e *Onconeura* predominaram no Córrego Catanduva e *Onconeura* e *Paratanytarsus* no Córrego da Esperança. Em julho, *Cricotopus*, *Onconeura* e *Polypedilum* foram mais abundantes no Ribeirão Grande. No Córrego das Almas o predomínio foi de *Chironomus* e *Parachironomus.* No Córrego Catanduva, *Chironomus* e *Cricotopus* predominaram e no Córrego da Esperança, a abundância mais elevada foi de *Chironomus*. Em agosto, o gênero *Chironomus* predominou em todos os cursos de água, exceto no Córrego da Esperança onde *Corynoneura* e *Onconeura* predominaram (Tabela A6).

Os resultados da análise de NMDS aplicada aos dados de abundância dos macroinvertebrados mostraram nítida separação espacial entre montante e jusante em todos os meses de amostragem. A formação de dois conjuntos distintos foi observada, sendo um conjunto representando as réplicas a montante e outro a jusante (Figura 5.).

Elevada abundância de Nematoda, Oligochaeta, Chironomidae, Hirudinea e Psychodidae foi obtida nos pontos a jusante dos cursos de água (Figura 5 A). Por outro lado, a montante houve predomínio das famílias Elmidae, Simulidade, Baetidae e Lepotohyphidae. As famílias de Ephemeroptera foram registradas no Ribeirão Grande a montante nos três períodos de amostragem. Os gêneros *Chironomus*, *Cricotopus*, *Parachironomus*, *Onconera* e *Polypedilum* foram dominantes a jusante no Ribeirão Grande e no Córrego Catanduva em todos os meses de estudo (Figura 5 B). *Ablamesmya* e *Parachironomus* foram mais abundantes nos pontos a montante em todos as coletas (Figura 5 B).

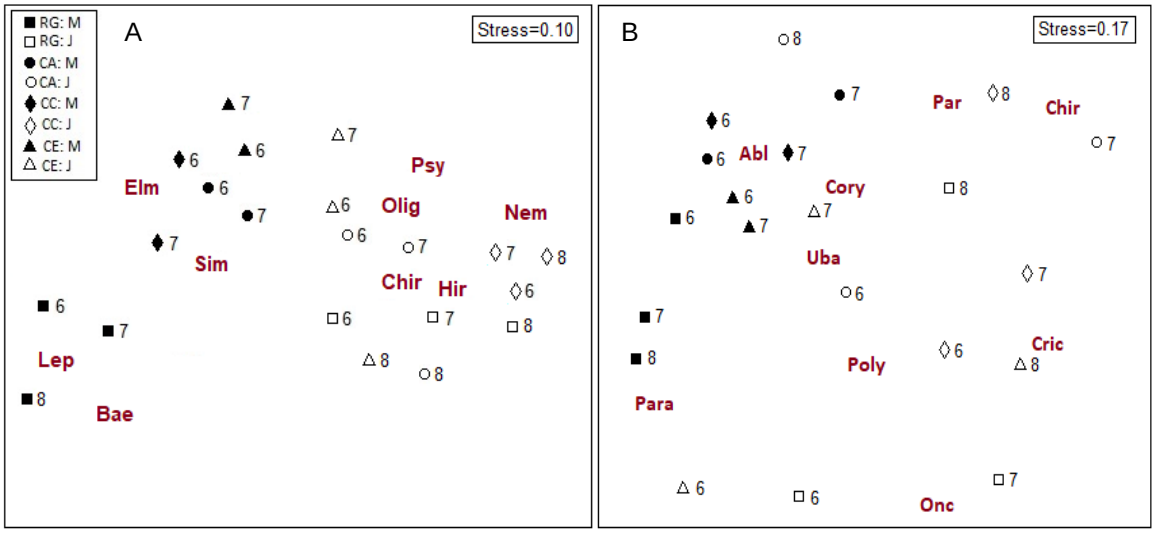

Figura 5. Resultados da NMDS aplicada aos dados de abundância total para os taxa mais representativos (A) e gêneros de Chironomidae (B) amostrados a montante=M (símbolos escuros) e jusante=J (símbolos brancos) no Ribeirão Grande (RG), Córrego das Almas (CA), Córrego Catanduva (CC) e Córrego da Esperança (CE) em junho (6), julho (7) e agosto (8) de 2016.

Na análise de redundância, o eixo 1 evidenciou a separação espacial entre montante e jusante e segregação dos invertebrados relacionada às características ambientais de cada local (Figura 6).

A análise de redundância mostrou que 73% da variação em junho foram explicados nos dois primeiros eixos formados (Figura 6 A). No eixo 1, nítida separação entre trechos de amostragem foi observada. A distribuição de Leptohyphidae, Elmidae e *Ablabesmya* foi associada ao trecho montante dos cursos de água devido à presença de cobertura vegetal, elevados valores de oxigênio dissolvido (Ribeirão Grande) e turbidez (Córrego das Almas, Catanduva e Esperança) (Figura 6 A). Por outro lado, a abundância de *Parachironomus*, *Ubatubaneura*, *Onconeura*, Oligochaeta, *Cricotopus*, *Chironomus* e Nematoda foi relacionada aos valores elevados de condutividade, DBO, pH e sólidos totais presentes nos locais jusante dos quatro riachos (Figura 6 A).

Em julho, a variação total explicada pela RDA foi de 76% (Figura 6 B). O eixo 1 evidenciou a separação dos locais de amostragem. A cobertura vegetal e a turbidez da água influenciaram a distribuição de Culicidae, *Corynoneura* e Leptohyphidae no trecho a montante dos cursos de água (Figura 6 B). No trecho de jusante, *Cricotopus*,

Ubatubaneura, *Onconeura* e *Polypedilum* foram relacionados aos sólidos totais, condutividade, DBO e pH (Figura 6 B).

No mês de agosto, a RDA explicou 79% da variação total dos dados (Figura 6 C). Apenas o trecho montante do Ribeirão Grande foi amostrado devido à ausência de água nos demais locais a montante. No Ribeirão Grande foi registrada elevada abundância de *Baetidae* e *Parachironomus* (Figura 6). Esses organismos foram relacionados com oxigênio dissolvido e cobertura vegetal (Figura 6 B). No trecho jusante (Figura 6 C), *Parachironomus*, Nematoda, Oligochaeta e *Polypedilum* foram abundantes no Ribeirão Grande e Córrego das Almas. *Chironomus*, Psychodidae, *Cricotopus* e *Oconeura* foram característicos do trecho jusante do Córrego Catanduva, local correlacionado com concentrações elevadas de sólidos totais e DBO. Simulidae e *Corynoneura* correlacionaram-se com a cobertura vegetal no Córrego da Esperança (Figura 6 C).

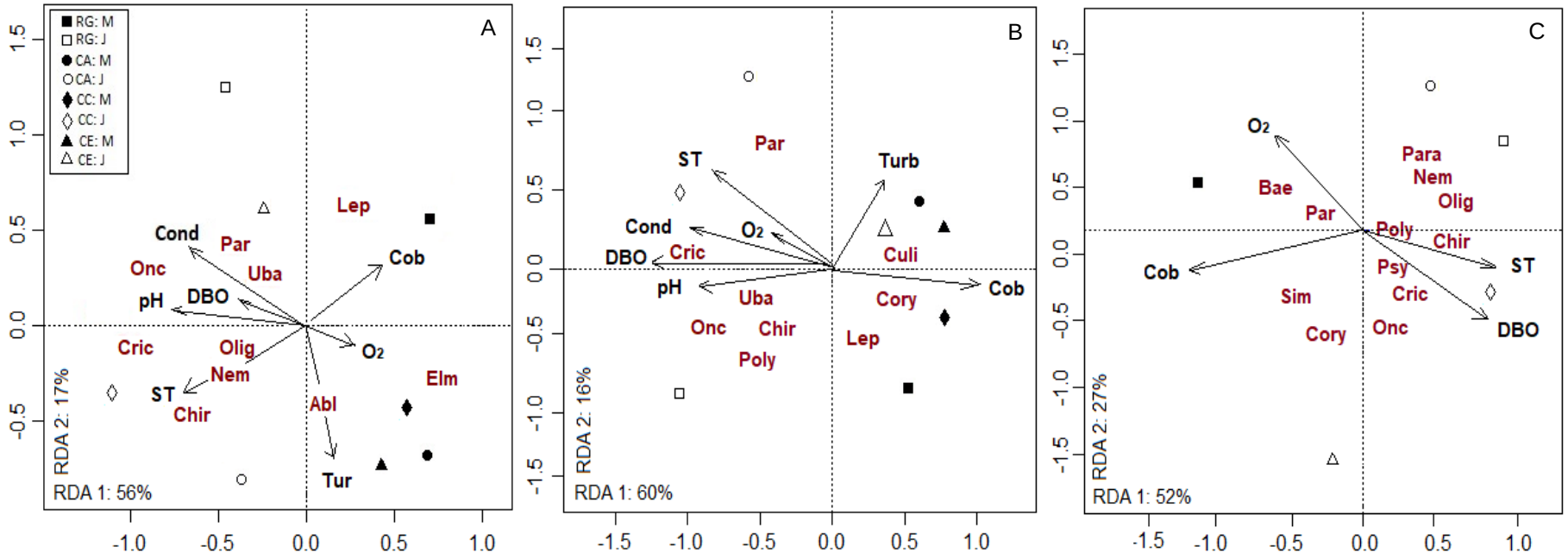

Figura 6. Análise de Redundância (RDA) relacionando as variáveis ambientais (Cob= cobertura vegetal; Vel=velocidade da correnteza, Vaz=vazão; ST=sólidos totais, O_2= oxigênio dissolvido; DBO= demanda bioquímica de oxigênio; Cond=condutividade elétrica; PT=fósforo total; NT=nitrogênio total) mensuradas em junho (A), julho (B) e agosto (C) com a fauna de macroinvertebrados amostradas a montante (M) e jusante (J) no Ribeirão Grande (RG), Córrego das Almas (CA), Córrego Catanduva (CC) e Córrego da Esperança (CE) (Nem=Nematoda, Olig=Oligochaeta, Coll=Collembola, Chir=*Chironomus*, Par=*Parachironomus*, Para=*Paratanytarsus*, Poly=*Polypedilum*, Abla=*Ablabesmya*, Cric=*Cricotopus*, Cory=*Corynoneura*, Onco=*Onconeura*, Ubat=*Ubatubaneura*, Culi=Culicidae, Simu=Simulidae, Psy=Psychodidae, Bae=Baetidae, Lep=Leptohyphidae, Elm=Elmidae).

Índices bióticos

Foram encontradas diferenças nas métricas ecológicas entre trechos e riachos, porém, ao longo do período de estiagem as métricas não apresentaram diferenças significativas (Tabela 2). Valores mais elevados de riqueza e diversidade foram registrados no Ribeirão Grande montante (exceto em junho) refletindo a melhor condição ambiental observada. Neste local, a classificação foi de "excelente" a "boa" pelo BMWP e apresentou "score" mais elevado em comparação com os valores dos outros três córregos através do índice ASPT (Tabela 2). Por outro lado, a jusante do Ribeirão Grande a classificação variou de "satisfatória" a "ruim" pelo BMWP e, pelo ASTP de "provável poluição moderada" (em julho) a "poluição severa" (em agosto). No Córrego da Esperança, valores críticos foram encontrados em junho sendo classificado "muito ruim" pelo BMWP e "provável poluição severa" pelo ASPT. A montante do Córrego das Almas e Catanduva em junho e julho, a classificação foi de "ruim" pelo BMWP e de "provável poluição moderada" pelo ASTP. Comparando os locais de amostragem, a jusante do Córrego das Almas (com exceção de agosto), Córrego Catanduva e Córrego da Esperança os "scores" foram "muito ruim" pelo BMWP e "provável poluição severa" pelo ASPT em todos os meses de amostragem (Tabela 2).

Tabela 2. Índices bióticos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrados no Ribeirão Grande (RG), Córrego das Almas (CA), Córrego Catanduva (CC) e Córrego da Esperança (CE) em junho, julho e agosto de 2016. (*BMWP: Biological Monitoring Working Party; **ASPT: Average Score Per Taxon).

Índices bióticos	Junho								Julho								Agosto							
	RG		CA		CC		CE		RG		CA		CC		CE		RG		CA		CC		CE	
	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J
Riqueza	17	21	15	14	15	18	11	7	24	20	15	11	18	14	9	11	21	17		16		17		17
Abundância	106	333	91	409	95	1236	60	178	164	1256	175	652	100	1120	87	48	204	1578		956		1252		704
Equitabilidade J'	0,64	0,63	0,60	0,31	0,65	0,58	0,46	0,56	0,82	0,63	0,68	0,59	0,80	0,55	0,56	0,63	0,69	0,52		0,30		0,53		0,64
Diversidade H’	1,82	1,93	1,61	0,83	1,75	1,66	1,10	1,09	2,60	1,90	1,84	1,42	2,32	1,46	1,24	1,50	2,10	1,45		0,84		1,52		1,83
N. táxons BMWP	15	9	7	5	7	5	4	2	17	5	8	4	9	4	6	4	14	6		7		7		5
BMWP*	**78**	**40**	**26**	**14**	**31**	**11**	**13**	**3**	**89**	**21**	**27**	**12**	**35**	**7**	**19**	**11**	**73**	**19**		**24**		**15**		**15**
ASPT**	**5**	**4**	**4**	**3**	**4**	**2**	**3**	**2**	**5**	**4**	**3**	**3**	**4**	**2**	**3**	**3**	**5**	**3**		**3**		**2**		**3**

Nota: Classes e valores do BMWP segundo Junqueira & Campos (1998) (≥ 86: excelente; 64-85: boa; 37-63: satisfatória; 17-36: ruim; ≤ 16: muito ruim). Valores e diagnósticos do índice ASPT segundo Mandaville (2002) e Baptista (2008) (>6: água limpa; 5-6: qualidade duvidosa; 4-5: provável poluição moderada; <4 provável poluição severa).

DISCUSSÃO

Caraterização ambiental

As características físicas dos cursos de água em bacias de drenagem são influenciadas por diversos aspectos da paisagem, como geomorfologia, clima, vegetação e regimes de precipitação (Johnson & Gage, 1997; Naiman et al., 2000). A redução da vazão e velocidade da correnteza através da intensificação da estiagem proporciona mudanças nos fatores abióticos e bióticos nas comunidades aquáticas (Řezníčková et al., 2013). Os parâmetros físicos, químicos e as condições bioquímicas mudam significativamente à medida que o nível da água diminui, com diminuição da saturação de oxigênio, aumento da condutividade e deterioração da qualidade da água (Lake, 2003; Larned et al., 2010), fato observado neste estudo.

Mudanças nas características ambientais durante o período de estiagem afetaram principalmente as áreas a montante do Córrego das Almas, Catanduva e Esperança que secaram completamente em agosto. Nesses locais, o fornecimento de matéria orgânica e de nutrientes produzidos foi interrompido, o que pode ter afetado os organismos a jusante desses ambientes (Boulton, 2003; Dahm et al., 2003; Acuña et al., 2005).

A caracterização do hábitat é fundamental em estudos ecológicos que visam explicar a heterogeneidade física, os padrões de distribuição de organismos, assim como a composição e/ou a estrutura de comunidades biológicas (Fernández et al., 2011). Além de mudanças no fluxo da água, a composição e o tipo de substrato ao longo dos cursos de água são características físicas dos habitats que influenciam a distribuição dos organismos (Gordon et al., 2004). Embora o tamanho do substrato de cada riacho tenha apresentado semelhanças entre montante e jusante verificou-se que a composição do substrato e as características ambientais diferiram entre riachos, apesar da proximidade entre eles. Este fato demonstra a necessidade de compreender que os ecossistemas lóticos de uma mesma bacia sofrem influências distintas na dependência da paisagem, geologia e ocupação do entorno (Baptista et al., 2014).

A área de estudo está inserida em uma região com intensa atividade pecuária, fato que influenciou as características ambientais dos trechos a montante dos córregos das Almas, Catanduva e Esperança, visto os elevados valores de turbidez na água em todos os meses de amostragem. Os usos do solo afetam de maneira significativa os

parâmetros de qualidade da água, sendo constatada elevada turbidez em áreas de uso predominantemente agropecuário (Souza & Gastaldini, 2014). Por outro lado, o trecho montante do Ribeirão Grande apresentou altas concentrações de oxigênio dissolvido e vegetação ciliar mais preservada. A vegetação do entorno dos sistemas aquáticos possui função protetora da camada superficial do solo, evitando a deflagração de processos erosivos e o consequente incremento de sedimentos nos corpos d'água que ocasionam desequilíbrios nos sistemas fluviais (Lima, 2013). Em locais com vegetação natural, a qualidade da água é melhor quando comparado às áreas de agricultura intensa (Donadio et al., 2005).

Ao longo do período de estiagem, aumento nas concentrações de nitrogênio e fósforo total, sólidos totais, amônia, DBO, condutividade, pH e temperatura da água foram encontrados nos trechos a jusante dos cursos de água. O lançamento de esgotos de maneira direta ou indireta nos corpos hídricos provoca alterações nas características da água (Salomoni et al., 2007)

A caracterização dos habitats e das variáveis ambientais mostrou que as diferenças entre trechos devem-se principalmente à intensidade do uso do solo nos trechos a montante. A jusante, os valores elevados das variáveis resultam da influência da urbanização, provocando alterações no estado trófico destes locais das redes de drenagem (Hepp, 2013), intensificadas na estiagem.

Macroinvertebrados bentônicos

Alterações hidrológicas nas redes de drenagem atuam como um estressor significativo que pode limitar o estabelecimento dos organismos no ambiente (Řezničkova et al., 2013). Eventos de estiagem promovem a interrupção do fluxo longitudinal limitando a migração de organismos entre os trechos montante e jusante do curso de água (Lake, 2003). Os sistemas lóticos apresentam um gradiente fluvial resultante de mudanças longitudinais nas suas comunidades bióticas, desde sua nascente até a foz (Uieda & Gajardo, 1996) e que podem influenciar a estrutura das comunidades em diferentes escalas (bacia hidrográfica, micro-bacias ou trecho de um curso de água) (Frissell et al., 1986; Allan, 2004; Goldstein et al., 2007).

A distribuição dos macroinvertebrados durante o período de estiagem diferiu em relação à composição e abundância nos riachos e trechos estudados. Houve tendência ao

aumento na abundância dos invertebrados com a intensificação da estiagem (de junho a agosto) e na comparação espacial (jusante > montante). À medida que a seca avança, a diminuição do nível da água cria novas condições ambientais para os macroinvertebrados, favorecendo o estabelecimento de organismos que se adaptam a essas perturbações (Boulton, 2003). Alterações do regime pluviométrico podem contribuir com a maior intensidade de poluentes nos riachos. Em meses de maior estiagem, o volume de água dos rios diminui e o aporte de poluentes é mantido, o que resulta em aumento na concentração de matéria orgânica e de nutrientes (Hepp et al., 2013).

Elevada abundância de *Chironomus*, Oligochaeta e Nematoda foram registrados a jusante do Ribeirão Grande e Córrego Catanduva em todos os meses da estiagem. Esses organismos são tolerantes à poluição e encontrados em locais com teores elevados de matéria orgânica (Bubinas & Jaminiené 2001). Em riachos urbanos, Chironomidae e Oligochaeta dominam e outros taxa sensíveis são quase que completamente ausentes (Feio et al., 2013). Os fatores antrópicos, embora espacialmente localizados, geralmente afetam as comunidades de macroinvertebrados a jusante da rede de drenagem. O desmatamento da vegetação ripária e a poluição da água devido a atividades humanas podem alterar a estrutura dessas comunidades, modificando sua abundância, composição e riqueza (Miserendino et al., 2011). Em um estudo realizado por Uieda et al. (2017) na calha principal do Ribeirão Grande, os autores relataram que as variáveis ambientais que melhor determinaram a distinção entre os sítios de amostragem foram diretamente relacionadas à urbanização, como despejo de efluentes e remoção da vegetação ripícola. Este fato foi também constatado neste estudo visto que, com base na abundância da comunidade de invertebrados, nítida distinção espacial entre os trechos de montante e a jusante da cidade foi verificada no Ribeirão Grande e nos outros três córregos estudados.

Comparando os três períodos de amostragem, verificou-se em junho que a vazão e a velocidade da correnteza foram mais elevadas devido ao período de chuvas que antecedeu às coletas. Este fato pode ter determinado a baixa abundância de macroinvertebrados registrada nesse mês. Em regiões de clima tropical, os regimes de pluviosidade, a velocidade e a vazão da água são os principais fatores que atuam diretamente na distribuição da fauna bentônica (Bispo & Oliveira, 1998). Alterações estruturais e funcionais nas populações e comunidades dos ecossistemas de água doce

podem ocorrer em função da variabilidade das características ambientais em curto prazo, tais como, precipitação e consequente alteração do nível e vazão de água (Resh et al., 2013).

Em junho, elevada abundância da família Leptohyphidae foi registrada no trecho montante do Ribeirão Grande. As ninfas desse grupo vivem exclusivamente em ambientes lóticos e podem ser encontradas em diversos tipos de substrato, sendo que alguns gêneros podem ser encontrados em regiões com vazão mais baixa (Domínguez, 2006). Essa família é descrita como tendo preferência por ambientes limpos, com boa oxigenação e com correnteza moderada à forte (Perez, 1988), características presentes no local amostrado. Vale ressaltar que este local se destacou particularmente pela presença e abundância elevada de grupos de macroinvertebrados conhecidos como mais sensíveis à eutrofização das águas, tais como Plecoptera, e alguns gêneros de Trichoptera e Ephemeroptera. Plecoptera foram registrados exclusivamente neste local e em todos os meses de amostragem. A família Gripopterygidae é conhecida por viver em ambientes lóticos bem oxigenados e o hábito alimentar de seus representantes pode ser raspador, fragmentador ou catador coletor (Froehlich, 2012). Esse local apresentou características únicas em comparação com os demais trechos a montante apresentando substrato mais diversificado, presença de vegetação mais preservada, correnteza, águas frias e bem oxigenadas que favorecem o estabelecimento de táxons sensíveis no local (Lecci & Froehlich, 2007; Allan & Castillo, 2007). Hábitats estruturalmente complexos geralmente abrigam mais espécies, pois fornecem uma grande variedade de nichos ou diferentes maneiras de explorar os recursos (MacArthur & MacArthur, 1961).

Apesar da importância dos riachos como componentes das redes hidrográficas, as áreas próximas às nascentes do Córrego das Almas e Esperança estão sendo degradadas por diferentes impactos, como desmatamento, construção de residências próximas ao curso de água, pastagens e agricultura nas áreas de entorno. Este efeito foi verificado através da análise das variáveis ambientais e da fauna de macroinvertebrados amostrados durante o estudo. Em junho, *Ablabesmya* e Elmidae predominaram nesses ambientes. A presença de Elmidae está associada à cobertura vegetal de entorno que pode ter influenciado o estabelecimento desse grupo no local. Em sistemas lóticos, a ocorrência de Elmidae tem sido relacionada à presença de galhos e folhas (Passos et al., 2003) e à baixa temperatura da água (Domínguez & Fernandéz, 2009). A elevada abundância de *Ablabesmya* nas áreas a montante pode estar associada aos impactos

observados nesses ambientes, pois são típicos de ambientes degradados e com enriquecimento orgânico (Epler, 2001; Kleine & Trivinho-Strixino, 2005; Cortezzi et al., 2009). Esses resultados são indicativos de que o uso inadequado dos solos, desmatamento sem manejo e uso indiscriminado de fertilizantes provocam inúmeros problemas ambientais, principalmente relacionados à qualidade e quantidade de água drenada pela bacia hidrográfica (Poleto et al.,2010).

Comparando com a situação em junho, houve aumento na abundância total da fauna em julho, período durante o qual foram registrados elevados valores das principais variáveis indicadoras de poluição como nitrogênio e fósforo total, DBO, amônia e condutividade elétrica nos trechos de amostragem depois da cidade. A poluição da água é intensificada no período de estiagem, devido principalmente à diminuição do volume de armazenamento de água no corpo receptor, fazendo com que aumente a concentração dos poluentes no ambiente aquático (Andrade et al., 2005).

Em julho, a vazão e a velocidade da correnteza foram menores que no mês anterior em todos os locais, porém a abundância total da fauna registrada foi mais elevada. Mudanças na composição da fauna foram relacionadas ao aparecimento de alguns táxons como *Polypedilum* e *Chironomus* no Ribeirão Grande e *Parachironomus* no Córrego das Almas, ambos no trecho de jusante. *Chironomus* e *Polypedilum* são gêneros indicadores de poluentes associados a ambientes ricos em matéria orgânica (Macdonald & Taylor, 2006). No estudo realizado por Koenig & Santos (2013), os autores associaram o gênero *Parachironomus* com qualidade da água intermediária. No mesmo mês (julho), mudanças na fauna também foram observadas próximo à nascente, com elevada abundância de *Corynoneura* no Córrego Catanduva e da família Culicidae no Córrego da Esperança. Roque et al. (2003) relataram que *Corynoneura* foi encontrada em condições ambientais que se caracterizam por áreas menos impactadas. Por outro lado, as larvas de Culicidae são dípteros considerados tolerantes a alterações no ambiente (Alba-Tecedor & Sanchez-Ortega, 1988), situação encontrada no trecho montante do Córrego Esperança, classificado como ruim e de provável poluição severa.

Abundância mais elevada de macroinvertebrados foi registrada em agosto, mês mais seco dos três períodos sucessivos de estudo. Elevada abundância no período seco pode ser atribuída à maior estabilidade de substrato, menor efeito de arraste devido à menor vazão e velocidade de correnteza, menor temperatura e, por consequência maior disponibilidade de oxigênio dissolvido (Bispo et al., 2001).

Em agosto, aumento acentuado de Nematoda foi observado no trecho jusante do Ribeirão Grande, Córrego das Almas e Córrego Catanduva. Elevada abundância de Nematoda é indicativo de contaminação por poluentes (Hägerbäumer et al., 2015). Além disso, aumento de Oligochaeta ocorreu no Córrego das Almas e Esperança no trecho a jusante. Oligochaeta é um dos grupos mais abundantes de macroinvertebrados, pois está presente em quase todos os ambientes de água doce. Seus componentes toleram baixos níveis de oxigênio dissolvido (Verdonschot, 1989) e muitas espécies de Oligochaeta são abundantes em locais com concentrações elevadas de matéria orgânica (Schenková & Helešic, 2006), fato constato a jusante dos dois córregos devido ao despejo de esgotos residenciais nas suas redes de drenagem do trecho urbano.

Aumento acentuado de *Chironomus* em todos os trechos a jusante também ocorreu em agosto. As larvas de *Chironomus* são comumente encontradas em ambientes com grande aporte de matéria orgânica e, consequentemente, com valores baixos de oxigênio dissolvido na água (Callisto & Esteves, 1998; Sanseverino et al., 2010) como ocorreu em agosto visto os baixos valores de oxigênio dissolvido registrados neste mês. Em situações extremas, como áreas muito degradadas podem ser encontrados pouquíssimos grupos bentônicos em elevadas densidades (Moreno & Calisto, 2006), fato observado no trecho a jusante em ambos os cursos de água.

Também em agosto, diminuição na abundância de Trichoptera e Plecoptera e aumento de Baetidae e *Parachiromus* próximo à nascente do Ribeirão Grande pode ser indicativo de perda na qualidade de água intensificada com o período de estiagem. Dentre as famílias de Ephemeroptera registradas no Brasil, Baetidae é a mais abundante (Goulart & Callisto, 2003; Francischetti et al., 2004; Buss & Salles, 2007), sendo pouco sensível às alterações ambientais e encontrada em locais com níveis intermediários de degradação (Buss et al., 2002), assim como *Parachironomus* que são característicos de ambientes com qualidade da água intermediária (Koenig & Santos, 2013).

Índices bióticos

Os índices BMWP e ASPT mostraram-se sensíveis aos impactos difusos do uso do entorno, já que houve diferença na condição de qualidade da água entre montante a jusante e ambientes estudados. Porém, durante o período de estiagem os índices apresentaram poucas diferenças nos seus valores, evidência de que a presença e a abundância dos organismos indicadores não se modificam significativamente durante a estiagem.

Os dados mostraram que comunidades mais diversas e estáveis (elevada diversidade e equidade) foram observadas principalmente nos trechos montante. Ao contrário, menor diversidade e equitabilidade ocorreram nos locais sob influência de maior urbanização, corroborando os resultados obtidos por Yoshida & Rolla (2012), que avaliaram a integridade ambiental de riachos na Serra do Japi (São Paulo).

Nas áreas próximas às nascentes do Córrego das Almas, Catanduva e Esperança, esperava-se encontrar riqueza, diversidade e índices bióticos mais elevados quando comparado com o trecho jusante, como observado no Ribeirão Grande. Os baixos valores registrados nas nascentes destes riachos diferem de outros trabalhos em riachos tropicais, nos quais elevado número de famílias foi encontrado, refletindo valores elevados de BMWP e ASPT (Oliveira & Callisto, 2010; Yoshida & Rolla, 2012). Os usos do solo associados ao desmatamento e pastagem no entorno de nascentes acarretam uma homogeneização e consequente redução da complexidade dos cursos de água pela ação antrópica (Pardo & Armitage, 1997; Costa & Melo, 2008), o que pode ter sido responsável pela baixa abundância e diversidade dos macroinvertebrados. Estudos anteriores desenvolvidos em riachos tropicais (Uieda & Kikuchi, 1995; Cortezi et al., 2009) têm mostrado que os macroinvertebrados dependem dos recursos alimentares proporcionados pela vegetação adjacente.

Neste estudo, os efeitos da estiagem, qualidade da água e características do entorno tiveram efeitos pronunciados sobre a riqueza e abundância da comunidade de macroinvertebrados. Resultados semelhantes foram encontrados no estudo de Kalogianni et al (2017) que constataram interações entre fatores estressantes de poluição e seca na estrutura da fauna de macroinverterados em riachos da bacia do rio Evrotas, na Grécia.

Neste sentido, salienta-se a importância de mais estudos em redes de drenagem tropicais que buscam relacionar as respostas da fauna frente às mudanças hidrológicas e alterações ambientais para que possam auxiliar na tomada de medidas para recuperação ou preservação desses ambientes.

CONCLUSÕES

O período de estiagem afetou as condições hidrológicas, as variáveis ambientais e a fauna de macroinvertebrados em todos os riachos e trechos amostrados, evidenciando a influência do período de baixa pluviosidade para a organização e estruturação da fauna em cursos de água de regiões tropicais.

A distribuição espacial da fauna de macroinvertebrados nos trechos montante foi associada aos usos do solo e nos trechos jusante, próximo da área urbana, foi decorrente da qualidade da água devido ao aporte de poluentes despejados pela população nos cursos de água periurbanos.

REFERÊNCIAS

Acuña, V., Muñoz, I., Giorgi, A., Omella, M., Sabater, F. & Sabater, S. 2005. Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects. Journal of the North American Benthological Society, 24:919–933.

Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. 1988. A quick and simple method to evaluate biological quality of running fresh water based on Hellawell (1978). Limnetica, 4:51–56.

Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics, 35:257–284.

Allan, J. D. & Castillo, M. M. 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. 2nd ed. Netherlands: Springer p. 436.

Andrade, E. D., Palácio, H., Crisóstomo, L. D. A., Souza, I. D. & Teixeira, A. D. S. 2005. Indice de qualidade de água, uma proposta para o vale do rio Trussu, Ceará. A proposed water quality index: the case of Trussu River, Ceará, Brazil. Revista Ciência Agronômica, 36(2):135-142.

APHA. 2005. American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th. ed. New York: APHA, AWWA, WPCR, p. 1194.

Atkinson, C. L., Julian, J. P. & Vaughn, C. C. 2014. Species and function lost: role of drought in structuring stream communities. Biological Conservation, 176:30-38.

Baptista, D. F. 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. Oecologia Brasiliensis 12(3):425-441.

Baptista, D. F., Buss, D. F., Drovillé, L. F. M. & Nessimian, J. L. 2000. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. Revista Brasileira de Biologia, 61:249-258.

Baptista, V. D. A., Antunes, M. B., Martello, A. R., Figueiredo, N. D. S. B., Amaral, A. M. B., Secretti, E. & Braun, B. 2014. Influence of environmental factors on the distribution of families of aquatic insects in rivers in southern Brazil. Ambiente & Sociedade, 17(3):155-176.

Benetti, C. J. & Garrido, J. 2010. The influence of water quality and stream habitat on water beetle assemblages in two rivers in northwest Spain. Vie et milieu, 60(1):53-63.

Bispo, P. C. & Oliveira, L. G. 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. In: Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (Ed.). Ecologia de Insetos Aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis, Vol. V. PPGE – UFRJ. Rio de Janeiro, p.175-189.

Bispo, P. C., Oliveira, L. G., Bini, L. M. & Sousa, K. G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. Brazilian Journal of Biology 66(2B):611-622.

Bispo, P. C., L. G. Oliveira, V. L. Crisci, V. L., & Silva, M. M.. 2001. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do planalto central do Brasil. Acta Limnologica Brasiliensia 13(2):1-9.

Bogan, M. T., Boersma, K. S. & Lytle, D. A. 2015. Resistance and resilience of invertebrate communities to seasonal and supraseasonal drought in arid-land headwater streams. Freshwater Biology, 60(12):2547-2558.

Bonada, N., Rieradevall, M. & Prat, N. 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. Hydrobiologia 589:91–106.

Bond, N. R., Lake, P. S. & Arthington, A. H. 2008. The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. Hydrobiologia, 600(1):3-16.

Boulton, A. J. & Lake, P. S. 2008. Effects of drought on stream insects and its ecological consequences. Aquatic insects: challenges to populations. CABI Publishing, Wallingford, UK, 81-102.

Boulton, A. J. 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. Freshwater Biology 48:1173-1185.

Bubinas, A. & Jagminiené, I. 2001. Bioindication of ecotoxity according to community structure of macrozoobenthic fauna. Acta Zoológica Lituanica, 11(1):90-99.

Buss, D. F. & Salles, F. F. 2007. Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian River Basin. Environmental Monitoring and Assessment 130:365-372.

Buss, D. F., Baptista, D. F., Silveira, M. P., Nessimian, J. L. & Dorvillé, L. F. M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. Hydrobiologia 481:125-136.

Callisto, M. & Esteves, S. A. 1998. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita. In: Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (eds). Ecologia dos Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasilliensis, v. 5, p. 299-309.

Callisto, M., Gonçalves, Jr., J. F. & Moreno, P. 2004. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. In: Navegando o Rio das Velhas das Minas aos gerais. (E.M.A. Goulart). UFMG, Belo Horizonte, v.1, p.1-12.

Chessman, B. C., Royal, M. J. & Muschal, M. 2008. Does water abstraction from unregulated streams affect aquatic macrophyte assemblages? An evaluation based on comparisons with reference sites. Ecohydrology 1:67-75.

Cortezzi, S. S., Bispo, P. C., Paciencia, G. P. & Leite, R. C. 2009. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. Iheringia, Série Zoologia, 99(1):36–43.

Costa, S. S. & Melo, A. S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. Hydrobiologia 598:131-138.

Dahm, C. N., Baker, M. A., Moore, D. I. & Thibault, J. R. 2003. Coupled biogeochemical and hydrological responses of streams and rivers to drought. Freshwater Biology, 48:1219–1231.

Datry, T. 2012. Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a flow intermittence gradient: effects of duration of dry events. Freshwater Biology 57:563-574.

Dewson, Z. S., James, A. B. W. & Death, R. G. 2007. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society, 26:401- 415.

Domínguez, E. & Fernández, H. R. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656 pp.

Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M.L., Hubbard, M.D. & Nieto, C. 2006. Ephemeroptera of South America. In: Adis, J., Arias, J.R., Rueda-Delgado, G. & Wantzen, K.M. (eds.) Aquatic Biodiversity of Latin America. Pensoft, Moscow-Sofia, v.2, p.1-646.

Donadio, N. M. M., Galbiatti, J. A. & Paula, R. C. 2005. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo. Engenharia Agrícola, 25(1):115-125.

Epler, J. H. 2001. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. Special Publication. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka, FL, : 526.

Feio, M. J. & Poquet, J. M. 2011. Predictive models for freshwater biological assessment: statistical approaches, biological elements and the Iberian Peninsula experience: a review. International Review of Hydrobiology, 96(4):321-346.

Fernández, D., Barquín, J. & Raven, P. J. 2011. A review of river habitat characterization methods: indices vs. characterization protocols. Limnetica, 30(2):217-234.

Francischetti, C. N., da Silva, E. R., Salles, F. F. & Nessimian, J. L. 2004. A efemeropterofauna (Insecta: Ephemeroptera) do trecho ritral inferior do Rio Campo Belo, Itatiaia, RJ: composição e mesodistribuição. Lundiana, 5(1):33-39.

Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E & Hurley, M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. Environmental Management, 10:199–214.

Froehlich, C. G. 2012. Plecoptera. In: Rafael, J.A., Melo, G.A.R., Carvalho, C.J.B., Casari, S.A. & Constantino, R. (Eds.), Insetos do Brasil. Diversidade e Taxonomia. Holos editora, Ribeirão Preto, pp. 257–261.

Goldstein, R. M., Carlisle, D. M., Meador, M. R. & Short, T. M. 2007. Can basin land use effects on physical characteristics of streams be determined at broad geographic scales? Environmental Monitoring and Assessment 130:495–510.

Golterman, H. L. & Clymo, R. S. 1969. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Oxford: Scientific Publications. p. 213.

Gordon, N. D., McMahon, T.A., Finlayson, B. L., Gippel, C. J., Nathan, R. J. 2004. Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists. John Wiley and Sons, West Sussex, England, 526p.

Goulart, M. & Callisto, M. 2005. Mayfly diversity in the Brazilian tropical headwaters of Serra do Cipó. Brazilian Archives of Biology and Technology, 48(6):983-996.

Hägerbäumer, A., Höss, S., Heininger, P. & Traunspurger, W. 2015. Experimental studies with nematodes in ecotoxicology: An overview. Journal of Nematology 47(1), 11.

Hammer, O., Harper, D. & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistic Software Package for Education and Data Analyses. Paleontologia Eletrônica 4:9.

Hepp, L. U. & Restello, R. M. 2010. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliação de impactos resultantes dos usos da terra (Rio Grande do Sul, Brasil). In Santos, J.E., Zanin, E. M. and Moschini, L.E. Ed. Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, Planejamento e Gestão. São Carlos: Rima Editora. 3, p. 201-218.

Hepp, L. 2013. Caracterização limnológica de um rio urbano (Erechim-RS): uma abordagem multivariada do gradiente longitudinal ao longo do tempo. Erechim. v.37, Edição Especial, p.21-30

Humphries, P. & Baldwin D. S. 2003 Drought and aquatic ecosystems: an introduction. Freshwater Biology, 48:1141–1146.

Hussain, Q. A. 2012. Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological factors. International Journal of Fisheries and Aquaculture, 4(7):114-123.

Jackson, D. A. 1993. Stopping rules in principal component analyses: a comparison of heuristical and statistical approaches. Ecology, 74:2204-2214.

Johnson, L. B. & Gage, S. H. 1997. Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems. Freshwater Biology, 37:113-132.

Jowett, I. G., Richardson, J. & Bonnett, M. L. 2005. Relationship between flow regime and fish abundances in a gravel-bed river, New Zealand. Journal of Fish Biology, 66:1419-1436.

Junqueira, M. V., Amarante, M. C., Dias, C. F. S. & França, E. S. 2000. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do rio das Velhas (MG-Brasil) através de macroinvertebrados. Acta Limnologica Brasiliensia, 12:73-87.

Junqueira, V. M. & Campos, S. C. M. 1998. Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia, 10(2):125-135.

Kalogianni, E., Vourka, A., Karaouzas, I., Vardakas, L., Laschou, S. & Skoulikidis, N. T. 2017. Combined effects of water stress and pollution on macroinvertebrate and fish assemblages in a Mediterranean intermittent river. Science of The Total Environment, 603:639-650.

Kleine, P. & Trivinho-Strixino, S. 2005. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. Acta Limnologica Brasiliensia, 17(1):81-90.

Koenig, R. & Santos, S. 2013. Chironomidae (Insecta: Diptera) of different habitats and microhabitats of the Vacacaí-Mirim River microbasin, Southern Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 85(3):975-985.

Lake, P. S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. Journal of the North American Benthological Society, 19:573–592.

Lake, P. S. 2011. Drought and aquatic ecosystems: effects and responses. John Wiley & Sons.

Lake, P. S. 2003. Ecological of perturbation by drought in flowing water. Freshwater Biology, 48(7):1161-1172.

Larned, S. T., Datry, T., Arscott, D. B. & Tockner, K. 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. Freshwater Biology, 55(4):717-738.

Lecci, L. S. & Froehlich, C. G., 2007. Plecoptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C. G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>.

Leigh, C. 2012. Macroinvertebrate Responses to Dry Season and Antecedent Flow in Highly Seasonal Streams and Rivers of the Wet-Dry Tropics, Northern Territory. National Water Commission, Canberra, Australia. p. 95–112.

Leopoldo, P. R. & Sousa, A. P. 1979. Hidrometria: medicão de vazão. Botucatu: UNESP, v.1, p. 71.

Lima, V. 2013. A Sociedade e a Natureza na paisagem urbana: análise de indicadores para avaliar a qualidade ambiental. 358f. Tese (Doutorado em Geografia) Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, 2013.

Lu, Y. L. 2016. Experiences in the workplace community and the influence of community experiences on ENP courses for nursing professionals. Nurse Education Today, 40:39-44.

MacArthur, R. & MacArthur, J. W. 1961. On bird species diversity. Ecology, 42:594–598.

MacDonald, E. E. & Taylor, B. R. 2006. Incidence of mentum deformities in midge larvae (Diptera: Chironomidae) from Northern Nova Scotia, Canada. Hydrobiologia, 563:277–287.

Mandaville, S. M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters: Taxa tolerance values, metrics, and protocols. Nova Scotia: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax: 128, 315p.

Merritt, R.W & K.W. Cummins. 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt, Dubuque, 1158p.

Miller A.M. & Golladay S.W. 1996. Effects of spates and drying on macroinvertebrate assemblages of an intermittent and a perennial prairie stream. Journal of the North American Benthological Society, 15:670–689.

Miller, S. W., Wooster, D. & Li, J. 2007. Resistance and resilience of macroinvertebrates to irrigation water withdrawals. Freshwater Biology, 52:2494-2510.

Miserendino, M. L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C. Y., Brand, C. & Kutschker, A. M. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. Science of the Total Environment, 409(3):612-624.

Monaghan, K. A. & Soares, A. M. V. M. 2012. Bringing new knowledge to an old problem: Building a biotic index from lotic macroinvertebrate traits. Ecological Indicators, 20:213-220.

Moreno, P. & Callisto, M. 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. Hydrobiologia 560:311-321.

Mugnai, R., Nessimian, J. L. & Baptista, D. F. 2010. Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. 1ª. Ed. – Rio de Janeiro: Technical Book, p. 176.

Naiman, R. J. & Turner, M.G. 2000. A future perspective on North America's freshwater ecosystems. Ecological Applications, 10:958-970.

Oliveira, A. & Callisto, M. 2010. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. Iheringia. Série Zoologia, 100:291-300.

Pardo, I. & Armitage, D. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. Hydrobiologia, 344:111-128.

Passos, M. I. S., Nessimian, J. L. & Ferreira Jr, N. 2007. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Entomologia, 51(1):42-53.

Pennak, R. W. 1978. Freshwater Invertebrates of the United States. John Wiley & Sons, New York. 803p.

Pérez, G. R. 1988. Guía para elestudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Bogotá: Editorial Presencia, 217p.

Poleto, C., de Carvalho, S. L. & Matsumoto, T. 2010. Avaliação da qualidade da água de uma microbacia hidrográfica no município de Ilha Solteira (SP). Holos Environment, 10(1):95-110.

Queiroz, M. M. F., Iost, C., Gomes, S. D. & Vilas Boas, M. A. 2010. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, 5(4):200-210.

R Development Core Team, 2013. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em <http://www.R-project.org>.

Rashid, R. & Pandit, A. K. 2014. Macroinvertebrates (Oligochaetes) as indicators of pollution: A Review. Journal of Ecology and The Natural Environment, 6(4):140-144.

Resh, V. H., L. A. Bêche, J. E. Lawrence, R. D. Mazor, E. P. MacElravy, A. P. O'Dowd, D. Rudnick & S. M. Carlson, 2013. Long-term population and community patterns of benthic macroinvertebrates and fished in Northern California Mediterranean-climate streams. Hydrobiologia, 719(1):93-118.

Resh, V.H., Norris, R.H. & Barbour, M.T., 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. Australian Journal of Ecology, 20:108-12

Řezníčková, P., Tajmrová, L., Pařil, P. & Zahrádková, S. 2013. Effects of drought on the composition and structure of benthic macroinvertebrate assemblages–a case study. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis, 61(6):1853-1865.

Ribeiro, L. O. & Uieda, V. S. 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 22(3): 613-618.

Roque, F. O., Corbi, J. J. & Trivinho-Strixino, S. 2000. Considerações sobre a utilização de larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de córregos do Estado de São Paulo. ESPÍNDOLA, ELG; PASCHOAL, CMRB; ROCHA, O.; BOHRER, MB C, 115-126.

Salomoni, S. E., Rocha, O. & Leite, E. H. 2007. Limnological Characterization of Gravataí River, Rio Grande do Sul State, Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia, 19(1):1-14.

Sanseverino, A. M., Nessimian, J. L., & Oliveira, A. L. H. 2010. A fauna de Chironomidae (Diptera) em diferentes biótopos aquáticos na Serra do Subaio (Teresópolis, RJ). Oecologia Australis, *5*(1), 253-263.

Schenková, J. & Helesic, J. 2006. Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) in the Rokttná River, Czech Republic- a small highland stream. Hydrobiologia, 564(1):117-126.

Souza, M. M. & Gastaldini, M. C. C. 2014. Water quality assessment in watersheds with different anthropogenic impacts. Engenharia Sanitária Ambiental, 19(3):263- 274.

Stanley, E. H., Buschman, D. L., Boulton, A. J., Grimm, N. B. & Fisher, S. G. 1994. Invertebrate resistance and resilience to intermittency in a desert stream. American Midland Naturalist, 131:288–300

STATSOFT. 2009. Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 10.

Suguio, K. 1973. Introdução à sedimentologia Ed. Edgard Blucher/EDUSP, São Paulo, p. 110.

Trivinho-Strixino, S. 2011. Larvas de Chironomidae: guia de identificação. São Carlos: Depto. de Hidrobiologia/Lab. Entomologia Aquática/UFSCAR, p. 371.

Uieda, V. S., Iwai, M. L. B., Ono, E. R., Melo, A. L. U. & Alves, M. I. B. 2017. How seasonality and anthropogenic impacts can modulate the structure of aquatic benthic invertebrate assemblages. Community Ecology, 18(1):47-55.

Uieda, V. & Kikuchi, R. 1995. Entrada de material alóctone (detritos vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na cuesta de Botucatu, São Paulo. Acta Limnologica Brasiliensia, 7:105-114.

Uieda, V. S. & Gajardo, I. C. S. M. 1996. Macroinvertebrados perifíticos encontrados em Poções e Corredeiras de um Riacho. Naturalia, 21:31-47.

Valderrama, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. Marine Chemistry, 10:109-222.

Verdonschot, P. F. M. 1989. Oligochaetes and eutrophication, an experiment over our years in outdoor mesocosms. Hydrobiologia, 334:169-183.

Williams, D. D. & Feltmate, B. W. 1992. Aquatic Insects. C.A.B. International, Wallingford, Oxon, UK, 358p.

Wood, A. W. & Lettenmaier, D. P. 2008. An ensemble approach for attribution of hydrologic prediction uncertainty. Geophysical Research Letters, 35(14).

Wood, P. J., A. J. Boulton, S. Little, & R. Stubbington, 2010. Is the hyporheic zone a refugium for aquatic macroinvertebrates during severe low flow conditions? Fundamental and Applied Limnology, 176:377- 390.

Yoshida, C. E. & Uieda, V. S. 2014. The importance of a Biosphere Reserve of Atlantic Forest for the conservation of stream fauna. Brazilian Journal of Biology, 74(2):382-394.

Zeug, S. C. & K. O. Winemiller, 2008. Relationships between hydrology, spatial heterogeneity, and fish recruitment dynamics in a temperate floodplain river. River Research and Applications, 24:90-102.

APÊNDICE

Tabela A1. Variáveis ambientais mensuradas no Ribeirão Grande (RG), Córrego das Almas (CA), Córrego Catanduva (CC) e Córrego da Esperança (CE) nos locais de amostragem a montante (M) e jusante (J) e meses de amostragem (Cob=cobertura vegetal (%), Vaz=vazão (m^3s^{-1}), Vel=velocidade da correnteza (ms^{-1}), ST=sólidos totais (mgL^{-1}), O_2=oxigênio dissolvido (mgL^{-1}), DBO=demanda bioquímica de oxigênio (mgL^{-1}), pH=potencial hidrogeniônico, Cond=condutividade elétrica (μScm^{-1}), NT=nitrogênio total (μgL^{-1}) e PT=fósforo total (μgL^{-1})).

Riachos	Meses	Trecho	Cob	Vaz	Vel	ST	O2	DBO	Ph	Cond	NT	PT
RG	Junho	M	70,0	80,4	31,4	4,8	9,3	0,8	7,5	123,0	132,9	29,1
		J	15,3	482,8	83,2	13,6	6,0	3,5	8,0	294,0	2100,3	238,0
	Julho	M	72,0	105,8	30,5	10,4	9,9	1,6	7,5	118,7	172,9	22,9
		J	14,9	333,9	59,2	16,9	6,5	6,1	8,4	324,7	570,7	403,0
	Agosto	M	69,3	96,6	26,8	11,1	9,0	1,5	7,4	103,1	485,8	111,1
		J	11,2	284,4	60,5	18,7	2,7	6,5	7,5	298,8	4671,3	789,9
CA	Junho	M	58,3	4,4	10,1	11,9	8,8	5,1	8,0	300,2	433,6	45,8
		J	42,4	1,0	12,0	13,3	7,0	0,6	7,5	69,3	90,2	69,5
	Julho	M	64,0	0,1	3,2	14,9	5,4	2,3	6,6	123,3	596,3	22,1
		J	31,0	0,2	3,3	18,2	13,7	4,2	8,3	282,3	262,2	69,5
	Agosto	M	0,0	**0,0**	**0,0**	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		J	40,7	0,0	6,8	17,3	8,0	2,8	7,3	264,2	806,0	131,0
CC	Junho	M	68,1	0,2	8,2	15,5	7,8	0,7	7,5	48,2	121,1	25,6
		J	0,0	61,8	50,5	19,5	8,8	3,1	8,3	423,8	1815,3	175,0
	Julho	M	60,7	**0,0**	**0,0**	11,5	6,0	1,7	6,9	101,2	356,1	98,8
		J	0,0	22,7	25,2	27,1	7,7	6,2	8,6	484,5	2674,2	526,4
	Agosto	M	0,0	**0,0**	**0,0**	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		J	0,0	25,0	30,3	31,7	5,2	9,4	7,8	497,2	3267,6	328,5
CE	Junho	M	69,2	0,8	7,4	8,7	6,7	1,2	7,4	53,8	102,4	16,6
		J	58,1	8,4	19,9	11,0	7,8	0,9	7,5	247,6	487,5	17,7
	Julho	M	72,0	**0,0**	**0,0**	11,5	2,6	1,7	5,6	60,5	308,8	96,4
		J	56,9	3,1	9,9	16,0	7,7	2,4	7,5	293,4	2289,8	368,7
	Agosto	M	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		J	50,8	2,8	12,0	15,2	3,7	7,1	7,2	221,0	1863,6	190,9

Tabela. Valores dos coeficientes de correlação dos dois eixos da PCA para a análise granulométrica. De acordo com o modelo de Broken-Stick somente o primeiro eixo foi significativo. Em negrito os valores que melhor explicam a distribuição do substrato nos quatro riachos.

Tamanho do substrato (cm)	PCA1	PCA2
<0,4	**0,8142**	-0,1619
0,4	**0,7786**	-0,003
1	**0,9421**	-0,003
1,6	**0,9578**	0,2113
2,2	**0,7961**	0,4125
2,8	**0,7991**	0,425
3,4	**0,7824**	-0,2782
4	**0,7859**	-0,007
4,6	0,3448	-0,2713
5,2	-0,4191	0,6863
5,8	**-0,7302**	-0,2734
>6,4	-0,4543	**0,7222**

Tabela. Valores dos coeficientes de correlação dos dois eixos da PCA para as variáveis ambientais. De acordo com o modelo de Broken-Stick somente o primeiro eixo foi significativo. Em negrito os valores que melhor explicam a distribuição das variáveis nos quatro riachos (OD-oxigênio dissolvido; DBO-demanda bioquímica de oxigênio).

Variáveis	PCA1	PCA2
OD	**-0,8130**	**0,9478**
DBO	**0,9030**	-0,2118
Sólidos totais	**0,8188**	-0,0278
pH	0,5657	-0,6848
Condutividade	**0,9104**	-0,2649
Turbidez	-0,5543	-0,3597
Nitrogênio total	**0,8401**	-0,3432
Fósforo total	**0,8095**	-0,3141
Amônia	**0,8233**	-0,2524
Temperatura	0,6789	-0, 0158
Cobertura	**-0,9021**	-0,2636

Tabela A2. Lista taxonômica e ocorrência (+: presente) de invertebrados bentônicos amostrados nos locais de estudo (RGM e RGJ = Ribeirão Grande montante e jusante; CAM e CAJ = Córrego das Almas montante e jusante; CCM e CCJ = Córrego Catanduva montante e jusante; CEM e CEJ = Córrego da Esperança montante e jusante) durante o período de estiagem (junho a agosto de 2016)

Meses / Locais de amostragem	Junho								Julho								Agosto							
Grupos taxonômicos	RG		CA		CC		CE		RG		CA		CC		CE		RG		CA		CC		CE	
	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J
Filo Mollusca																								
Classe Gastropoda																								
Família Ancylidae		+			+					+								+		+				
Família Physidae				+		+							+					+		+		+		
Família Planorbidae									+															
Filo Annelida																								
Subclasse Hiridinea		+				+				+		+	+	+		+		+		+		+		+
Subclasse Oligochaeta	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+		+		+
Filo Nematoda		+	+	+	+	+	+	+		+		+		+	+	+		+		+		+		+
Filo Arthropoda																								
Subfilo Hexapoda																								
Ordem Coleoptera																								
Família Elmidae	+	+	+		+				+		+	+	+				+							
Família Dytiscidae			+										+							+				
Família Hydrophilidae			+	+	+						+		+											
Família Noteridae				+																+				+
Família Staphilinidae				+																				
Família Psephenidae	+								+								+							

Continuação da **Tabela A2** Filo Arthropoda – Hexapoda

Grupos taxonômicos	Junho								Julho								Agosto							
	RG		CA		CC		CE		RG		CA		CC		CE		RG		CA		CC		CE	
	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J
Ordem Diptera																								
Família Ceratopogonidae	+			+		+					+				+			+				+		
Família Chironomidae																								
Subfamília Chironominae																								
Aedokritus Roback, 1958							+																	
Apedilum Townes,1945						+								+			+					+		
Chironomus Meigen, 1803		+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+		+		+		+		+
Cryptochironomus Kieffer, 1918										+														
Dicrotendipes Kieffer, 1913										+								+		+				
Endotribelos Grodhaus, 1987		+				+							+											
Goeldichironomus Fittkau,1965		+								+														
Parachironomus Lenz,1921			+			+	+			+	+		+		+	+		+		+		+		+
Pararatanytarsus Thienemann & Bause, 1913	+	+		+		+	+	+	+	+		+					+	+						+
Paratendipes Kieffer, 1911				+																				
Pelomus Reiss, 1989	+																							
Polypedilum Kieffer,1912		+		+		+		+	+	+				+			+	+				+		+
Tanytarsus v.d. Wulp 1874		+			+		+		+	+	+						+							+
Subfamília Orthocladiinae																								
Corynoneura Winnertz,1846		+	+		+	+		+	+		+		+			+	+					+		+
Cricotopus Wulp, 1874		+	+	+		+		+	+	+	+	+		+		+	+	+		+		+		+
Nanocladius Kieffer,1913									+					+										
Onconeura Andersen & Saether, 2005		+				+	+	+		+				+		+		+				+		+
Ubatubaneura Wiedenbrug & Trivinho-Strixino, 2009	+	+	+		+	+				+		+		+								+		

Continuação da **Tabela A2**: Filo Arthropoda – Hexapoda

Grupos taxonômicos	Junho								Julho								Agosto							
	RG		CA		CC		CE		RG		CA		CC		CE		RG		CA		CC		CE	
	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J
Subfamília Tanypodinae																								
Ablabesmyia Johannsen	+		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+		+	+	+		+		+		+
Labrundinia Fittkau, 1962									+	+	+	+	+		+					+				
Larsia Fittkau, 1962		+																+						
Pentaneura Philippi,1865						+				+			+				+	+						
Procladius Skuse 1889													+											
Tanypus Meigen, 1803																				+				
Família Culicidae			+								+		+		+	+				+				
Família Emphydridae														+										
Família Empididae									+								+							
Família Muscidae																								+
Família Psychodidae						+								+								+		
Família Simuliidae	+	+							+	+					+	+	+							+
Família Stratiomyidae														+										
Família Syrphidae																						+		
Família Tabanidae											+													+
Família Tipulidae									+													+		
Ordem Ephemeroptera																								
Família Baetidae	+	+	+				+		+				+				+			+				+
Família Caenidae					+																			
Família Leptohyphidae	+	+	+		+				+	+			+				+							
Família Leptophlebiidae	+								+															

Continuação da **Tabela A2**: Filo Arthropoda – Hexapoda

Grupos taxonômicos	Junho								Julho								Agosto							
	RG		CA		CC		CE		RG		CA		CC		CE		RG		CA		CC		CE	
	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J
Ordem Odonata																								
Família Aeshnidae			+		+						+													
Família Gomphidae					+												+							
Família Libellulidae	+			+							+	+			+									
Família Coenagrionidae							+		+				+				+							
Ordem Plecoptera																								
Família Gripopterygidae	+								+								+							
Ordem Trichoptera																								
Família Glossosomatidae	+								+								+							
Família Hydropsychidae	+	+							+								+	+						
Família Hydroptilidae	+	+			+				+								+							
Família Polycentropodidae									+															

Tabela A3. Abundância total (N) e relativa (%) dos macroinvertebrados bentônicos amostrados a montante (M) e jusante (J) no Ribeirão Grande (RG), Córrego das Almas (CA), Córrego Catanduva (CC) e Córrego da Esperança em junho de 2016.

Riachos / Locais	**RG**				**CA**				**CC**				**CE**			
	M		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**	
Taxa	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**
Oligochaeta	7	6,6	120	36,0	54	59,3	300	73,3	49	51,6	128	10,4	45	75,0	93	52,2
Hiridinea			1	0,3							16	1,3				
Nematoda			2	0,6	5	5,5	1	0,2	3	3,2	30	2,4	2	3,3	1	0,6
Ancylidae			1	0,3					1	1,1						
Physidae							1	0,2			1	0,1				
Planorbidae																
Elmidae	6	5,7	1	0,3	8	8,8			16	16,8						
Dytiscidae					1	1,1										
Hydrophilidae					1	1,1	1	0,2	1	1,1						
Noteridae							3	0,7								
Staphilinidae							1	0,2								
Psephenidae	2	1,9														
Ceratopogonidae	1	0,9					2	0,5			2	0,2				
Chironomidae	6	5,7	163	48,9	14	15,4	99	24,2	17	17,9	1053	85,2	11	18,3	84	47,2
Culicidae					5	5,5										
Emphydridae																
Empididae																
Muscidae																
Psychodidae											6	0,5				
Simuliidae	2	1,9	5	1,5												
Stratiomyidae																
Syrphidae																
Tabanidae																
Tipulidae																
Baetidae	12	11,3	4	1,2	1	1,1							1	1,7		
Caenidae									1	1,1						
Leptohyphidae	57	53,8	34	10,2	1	1,1			3	3,2						
Leptophlebiidae	3	2,8														
Aeshnidae					1	1,1			1	1,1						
Gomphidae									1	1,1						
Libellulidae	1	0,9					1	0,2								
Coenagrionidae													1	1,7		
Gripopterygidae	2	1,9														
Glossosomatidae	4	3,8														
Hydropsychidae	2	1,9	1	0,3												
Hydroptilidae	1	0,9	1	0,3					2	2,1						
Polycentropodidae																
Total	106	100	333	100	91	100	409	100	95	100	1236	100	60	100	178	100
Riqueza	14		11		10		9		11		6		5		3	

Tabela A4. Abundância total (N) e relativa (%) dos macroinvertebrados bentônicos amostrados a montante (M) e jusante (J) no Ribeirão Grande (RG), Córrego das Almas (CA), Córrego Catanduva (CC) e Córrego da Esperança em julho de 2016.

Riachos / Locais	**RG**				**CA**				**CC**				**CE**			
	M		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**	
Taxa	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**
Oligochaeta	20	12,2	126	10,0	31	17,7	326	50,0	28	28,0	505	45,1	42	48,3	8	16,7
Hiridinea			15	1,2			1	0,2	2	2,0	2	0,2			1	2,1
Nematoda			8	0,6			30	4,6			41	3,7	1	1,1	5	10,4
Ancylidae			1	0,1												
Physidae									2	2,0						
Planorbidae	2	1,2														
Elmidae	6	3,7			1	0,6	9	1,4	8	8,0						
Dytiscidae									2	2,0						
Hydrophilidae					1	0,6			1	1,0						
Noteridae																
Staphilinidae																
Psephenidae	3	1,8														
Ceratopogonidae					4	2,3							1	1,1		
Chironomidae	46	28,0	1104	87,9	108	61,7	285	43,7	41	41,0	558	49,8	6	6,9	32	66,7
Culicidae					26	14,9			6	6,0			33	37,9	1	2,1
Emphydridae											1	0,1				
Empididae	1	0,6														
Muscidae																
Psychodidae											7	0,6				
Simuliidae	2	1,2	1	0,1									3	3,4	1	2,1
Stratiomyidae											6	0,5				
Syrphidae																
Tabanidae					1	0,6										
Tipulidae	1	0,6														
Baetidae	13	7,9							2	2,0						
Caenidae																
Leptohyphidae	37	22,6	1	0,1					3	3,0						
Leptophlebiidae	2	1,2														
Aeshnidae					2	1,1										
Gomphidae																
Libellulidae					1	0,6	1	0,2					1	1,1		
Coenagrionidae	1	0,6							5	5,0						
Gripopterygidae	6	3,7														
Glossosomatidae	13	7,9														
Hydropsychidae	1	0,6														
Hydroptilidae	9	5,5														
Polycentropodidae	1	0,6														
Total	164	100	1256	100	175	100	652	100	100	100	1120	100	87	100	48	100
Riqueza	17		7		9		6		11		7		7		6	

Tabela A5. Abundância total (N) e relativa (%) dos macroinvertebrados bentônicos amostrados a montante (M) e jusante (J) no Ribeirão Grande (RG), Córrego das Almas (CA), Córrego Catanduva (CC) e Córrego da Esperança em agosto de 2016.

Riachos / Locais	**RG**				**CA**				**CC**				**CE**			
	M		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**	
Taxa	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**
Oligochaeta	4	2,0	224	14,2			796	83,3			432	34,5			226	32,1
Hiridinea			11	0,7			10	1,0			3	0,2			2	0,3
Nematoda			481	30,5			15	1,6			108	8,6			2	0,3
Ancylidae			5	0,3			10	1,0								
Physidae			3	0,2			1	0,1			1	0,1				
Planorbidae																
Elmidae	6	2,9														
Dytiscidae											2	0,2				
Hydrophilidae																
Noteridae											8	0,6			1	0,1
Staphilinidae																
Psephenidae	2	1,0														
Ceratopogonidae			1	0,1							21	1,7				
Chironomidae	49	24,0	852	54,0			100	10,5			625	49,9			423	60,1
Culicidae							2	0,2								
Emphydridae																
Empididae	3	1,5														
Muscidae															1	0,1
Psychodidae											46	3,7			0	0,0
Simuliidae	23	11,3													46	6,5
Stratiomyidae																
Syrphidae											1	0,1				
Tabanidae															2	0,3
Tipulidae											5	0,4				
Baetidae	82	40,2					22	2,3							1	0,1
Caenidae																
Leptohyphidae	25	12,3														
Leptophlebiidae																
Aeshnidae																
Gomphidae	1	0,5														
Libellulidae																
Coenagrionidae	1	0,5														
Gripopterygidae	2	1,0														
Glossosomatidae	1	0,5														
Hydropsychidae	1	0,5	1	0,1												
Hydroptilidae	4	2,0														
Polycentropodidae																
Total	204	100	1578	100	-		956	100	-		1252	100	-		704	100
Riqueza	14		8				8				10				10	

Tabela A6. Abundância total (N) e relativa (%) dos gêneros da família Chironomidae amostrados a montante (M) e jusante (J) no Ribeirão Grande (RG), Córrego das Almas (CA), Córrego Catanduva (CC) e Córrego da Esperança em junho, junho e agosto de 2016.

	RG				CA				CC				CE			
Junho	**M**		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**	
Taxa	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**
Chironomus			1	0,6	1	7,1	6	6,1	2	12,5	372	35,5	4	44,4		
Parachironomus					1	7,1	3	3,0			6	0,6	1	11,1		
Pararatanytarsus	2	40,0	20	12,8			1	1,0			15	1,4	1	11,1	21	25,0
Polypedilum			7	4,5			1	1,0			5	0,5			1	1,2
Corynoneura			4	2,6	3	21,4			4	25,0	1	0,1			2	2,4
Cricotopus			87	55,8	2	14,3	87	87,9			377	36,0			1	1,2
Onconeura			21	13,5							258	24,6	1	11,1	59	70,2
Ubatubaneura	1	20,0	16	10,3	1	7,1			4	25,0	8	0,8	0	0,0		
Ablabesmyia	2	40,0			6	42,9	1	1,0	6	37,5	6	0,6	2	22,2		
Total	**5**		**156**		**14**		**99**		**16**		**1048**		**9**		**84**	
Julho	**M**		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**	
Taxa	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**
Chironomus			154	14,3	61	58,1	77	27,1	12	40,0	300	56,7	1	33,3	27	84,4
Parachironomus			19	1,8	3	2,9	122	43,0	1	3,3			2	66,7	1	3,1
Pararatanytarsus	19	48,7	9	0,8												
Polypedilum	3	7,7	214	19,8							1	0,2				
Corynoneura	11	28,2			34	32,4			16	53,3					1	3,1
Cricotopus	3	7,7	331	30,7	4	3,8	83	29,2			188	35,5			1	3,1
Onconeura			317	29,4							31	5,9			1	3,1
Ubatubaneura			34	3,2			1	0,4			6	1,1				
Ablabesmyia	3	7,7	1	0,1	3	2,9	1	0,4	12	3,3	3	0,6			1	3,1
Total	**39**		**1079**		**105**		**284**		**30**		**529**		**3**		**32**	
Agosto	**M**		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**		**M**		**J**	
Taxa	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**
Chironomus			704	84,5			57	64,0			520	84,6			51	12,8
Parachironomus			15	1,8			20	22,5			4	0,7			3	0,8
Pararatanytarsus	24,	66,7	15	1,8											1	0,3
Polypedilum	1	2,8	35	4,2							1	0,2			2	0,5
Corynoneura	5	13,9									38	6,2			170	42,5
Cricotopus	5	13,9	57	6,8			4	4,5			34	5,5			57	14,3
Onconeura			3	0,4							3	0,5			113	28,3
Ubatubaneura											14	2,3				
Ablabesmyia	1	2,8	4	0,5			8	9,0			1	0,2			3	0,8
Total	**36**		**833**		**-**		**89**		**-**		**615**		**-**		**400**	

Considerações finais

As bacias hidrográficas são sistemas dinâmicos e podem ser afetadas por múltiplas escalas espaciais e temporais. O monitoramento de estações a montante e a jusante são importantes para identificar pressões pontuais sobre o curso de água. Mudanças nos usos do solo podem afetar áreas adjacentes e promover possíveis alterações na qualidade de água. Além da escala espacial, a escala temporal também pode afetar a qualidade da água e a distribuição dos macroinvertebrados devido às mudanças de precipitação ao longo do ano.

Considerando os resultados obtidos, nos quatro riachos estudados foram detectadas grandes alterações na paisagem, na qualidade da água e na abundância dos macroinvertebrados bentônicos. A sazonalidade e os usos do solo afetaram as variáveis ambientais de maneira distinta indicando a importância de se estudar os diferentes aspectos que podem influenciar os ambientes dentro de uma mesma bacia. Além das mudanças temporais, os usos do solo influenciaram os distintos locais de maneira diferente. A influência da estiagem evidenciou a importância desse evento para a estrutura dos macroinvertebrados nas diferentes escalas estudadas. A distribuição da abundância e riqueza dos organismos diferiu entre montante a jusante e entre os três meses de estiagem.

As ações antrópicas modificaram drasticamente a paisagem através da remoção da vegetação nativa e substituição por pastagem em grande parte da bacia do Ribeirão Grande, além da descarga de poluentes. Durante as coletas, foi observada a presença de tubulações “clandestinas’ com acesso direto aos cursos de água em várias estações de amostragem, principalmente na área urbana do município, além de grande quantidade de materiais flutuantes. Outra fonte de poluição detectada no Ribeirão Grande a jusante é o despejo de efluentes sem tratamento terciário da Estação de Tratamento de Águas de Angatuba, o que promoveu aumento de nutrientes (fósforo e nitrogênio total) e de DBO na água, como foi constatado por este estudo.

O ponto a montante do Córrego das Almas fica localizado em um vale com elevada quantidade de nascentes. Apesar disso, grandes áreas de pastagem com animais defecando próximo ao curso de água e poucos fragmentos de vegetação ripária também

foram verificados no local. Além disso, um residencial está em fase de implantação próximo as áreas de nascentes dessa região. Esse fato implicou na elevada turbidez da água encontrada durante todo o ano nesse local. Com a pavimentação do residencial, problemas com enchentes futuras poderão ocorrer a jusante do curso de água, que possivelmente afetarão a população residente local. A presença de residências e animais próximo ao curso de água a jusante afetou as características da água, elevando os valores das variáveis indicadoras de poluição.

A montante do Córrego Catanduva, foi constatada a ausência de cercas para proteção do gado nas áreas com predomínio de pastagem. Este fato determinou um assoreamento do curso de água no local estudado, visto a entrada e o pisoteio dos animais na água.

No trecho montante do Córrego Esperança, a construção de um açude ocorrido durante um dos meses de coleta implicou em aumento da turbidez como foi observado durante o estudo. A presença de um reflorestamento no entorno do ponto a jusante do Córrego Esperança, não foi o suficiente para melhoria da qualidade da água, visto que a menor riqueza de macroinvertebrados foi encontrada na comparação com todos os demais locais. Grande quantidade de material flutuante (garrafas pet, plástico, papel, etc) em sua maioria reciclável também foi encontrada neste curso de água.

Comparando as variáveis medidas a montante nos quatro riachos, nenhum padrão sazonal definido foi evidenciado enquanto que a jusante houve maior amplitude de variação das variáveis ao longo do ano. Menor qualidade da água foi encontrada no Ribeirão Grande e Córrego Catanduva jusante, atribuída ao despejo de poluentes na área urbana. O trecho de melhor qualidade foi associado à presença de mata e pouca pastagem, o que mostra a importância da cobertura vegetal no solo, nas diferentes escalas espaciais e temporais, necessária para a compreensão dos impactos antrópicos das bacias hidrográficas.

O levantamento da situação ambiental de uma bacia pode auxiliar na obtenção de informações relevantes durante o gerenciamento adequado desses ambientes.

Contribuições do trabalho para a comunidade

Tendo em vista a importância dos projetos de extensão através da interação entre ciência e sociedade, este estudo proporcionou uma série de atividades de divulgação científica. Os resultados preliminares desta dissertação foram divulgados em diferentes eventos, como reunião da Associação Comercial de Angatuba (abril de 2016), fóruns ambientais (junho de 2016 e 2017), fórum na praça (janeiro de 2018) e durante uma seção ordinária da Câmara dos Vereadores da cidade (novembro de 2017). A divulgação científica para 70 professores (junho de 2017) e 965 alunos da rede Municipal de Ensino (5 escolas) foi realizada em etapas (setembro, outubro e novembro de 2017). Palestras teórico-práticas foram ministradas, durante as quais os alunos tiveram a oportunidade de observar os diferentes grupos de macroinvertebrados após a aula expositiva. Dessa maneira, a educação ambiental nas escolas é uma ferramenta educativa que contribui para a formação crítica dos alunos em torno de questões e problemas ambientais na qual a comunidade está inserida. A participação da sociedade em campanhas ambientais é primordial para melhoria e conservação dos cursos de água.

Perspectivas futuras

Sugestões para melhoria da situação ambiental dos cursos de água da cidade:

- Mapear os pontos de despejo de esgotos "clandestinos" afim de dimensionamento eficiente para a rede coletora da cidade.

- Elaboração de campanhas de conscientização nas escolas e para a população local para a destinação correta do lixo, importância da reciclagem e uso de compostagem nas residências.

- Incentivar os proprietários rurais através de palestras sobre a importância da delimitação das nascentes com cerca, evitar que os animais pastem próximo aos cursos d'água e incentivar o plantio de árvores nas Áreas de Proteção Permanente (APPs).

- Campanhas para preservação das matas ciliares existentes e reflorestarem locais onde não tem vegetação (podem proporcionar melhorias na qualidade e quantidade de água - aumento da vazão de água).