

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Macroinvertebrados aquáticos em riachos de Cerrado: Abordagens ecológicas teórica e aplicada

Victor Satoru Saito

Orientadora: Prof^a Dr^a Alaíde Aparecida Fonseca Gessner

São Carlos, SP

2013

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Macroinvertebrados aquáticos em riachos de Cerrado: Abordagens ecológicas teórica e aplicada

Victor Satoru Saito

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de mestre em Ecologia e Recursos Naturais

São Carlos, SP

2013

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

S158ma Saito, Victor Satoru.
Macroinvertebrados aquáticos em riachos de cerrado :
abordagens ecológicas teórica e aplicada / Victor Satoru
Saito. -- São Carlos : UFSCar, 2013.
67 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São
Carlos, 2013.

1. Meio ambiente de água doce. 2. Insetos aquáticos. 3.
Biomonitoramento. 4. Metacomunidades. 5. Distribuição
espacial. I. Título.

CDD: 574.52632 (20^a)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Relatório de Defesa de Dissertação Candidato: Victor Satoru Saito

Aos 04/02/2013, às 09:00, realizou-se na Universidade Federal de São Carlos, nas formas e termos do Regimento Interno do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, a defesa de dissertação de mestrado sob o título: Macroinvertebrados aquáticos em riachos de Cerrado: Abordagens ecológica e aplicada, apresentada pelo candidato Victor Satoru Saito. Ao final dos trabalhos, a banca examinadora reuniu-se em sessão reservada para o julgamento, tendo os membros chegado ao seguinte resultado:

Participantes da Banca

Profa. Dra. Odete Rocha
Profa. Dra. Susana Trivinho Strixino
Prof. Dr. Tadeu de Siqueira Barros

Função	Instituição
Presidente	UFSCar
Titular	UFSCar
Titular	UNESP

Conceito
Aprovado
Aprovado
Aprovado

Resultado Final: APROVADO

Parecer da Comissão Julgadora*:

APROVADO COM DISTINÇÃO

Encerrada a sessão reservada, o presidente informou ao público presente o resultado. Nada mais havendo a tratar, a sessão foi encerrada e, para constar, eu, João Augusto da Silva Affonso, representante do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, lavrei o presente relatório, assinado por mim e pelos membros da banca examinadora.

Profa. Dra. Odete Rocha

Profa. Dra. Susana Trivinho Strixino

Prof. Dr. Tadeu de Siqueira Barros

Representante do PPG: João Augusto da Silva Affonso

() Não houve alteração no título da dissertação Houve. O novo título passa a ser:

macroinvertebrados aquáticos em riachos de Cerrado; abordagens ecológicas: teórica e aplicada.

*Obs: Se o candidato for reprovado por algum dos membros, o preenchimento do parecer é obrigatório.

Para gozar dos direitos do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais, o candidato ainda precisa ter sua dissertação homologada pelo Conselho de Pós-Graduação da UFSCar.

Aos meus pais

Agradecimentos

À professora Alaíde Ap. Fonseca Gessner, pela oportunidade de realizar o mestrado, pelo apoio, orientação e amizade durante esses dois anos em São Carlos.

À CAPES e FAPESP pelo apoio financeiro .

Aos professores Tadeu de Siqueira Barros, Susana Trivinho-Strixino e Odete Rocha, pelas sugestões e pela participação na banca examinadora de mestrado.

Aos professores Odete Rocha, Marcel Okamoto Tanaka e Marcia Thais Suriano pelas valiosas críticas e sugestões para o trabalho de qualificação.

À professora Susana Trivinho-Strixino pela boa convivência, pelos cafezinhos e pelos ensinamentos sobre quironomídeos.

Ao professor Nivaldo Nordi, pela amizade e pelos ensinamentos durante a realização do PESCD.

À professora Maria Virgínia Urso-Guimarães, pela amizade, incentivo e pelo convite de conhecer e de participar de atividades de pesquisa na Amazônia.

Aos professores do PPGERN, por todas as disciplinas cursadas e pelo conhecimento compartilhado.

À Dr. Melissa Ottoboni Segura e ao Msc. Francisco Valente Neto pela ajuda com os coleópteros.

Ao Msc. Gustavo Rincon Mazão pelo auxílio na identificação e montagem de lâminas de Chironomidae.

Aos amigos: Francisco, Gustavo, Hugo, Melissa, Márcia Suriano, Márcia Cristina, Luciene, Mateus, Daniel, Rogério, Bia, Toshiro e Mari pela amizade e pela ajuda durante a realização deste trabalho.

Aos amigos Neto e Hideki pela amizade e ótimo convívio na Repolenta.

Aos novos amigos feitos em São Carlos, Cléston, Coala, Danilão e toda a turma do futebol.

Ao técnico Luisinho pela ajuda nos trabalhos de campo e pelo bom humor contagiante.

À minha namorada Adriana pelo incansável apoio e carinho durante todos os momentos.

À sua família, professores Salatier e Adriana e ao meu cunhado Rodolfo pelo enorme suporte desde a graduação.

Finalmente, aos meus pais e irmãos por acreditarem no meu potencial, na minha carreira e por me apoiarem nas horas que precisei.

Sumário

Apresentação.....	1
Resumo.....	2
Abstract.....	4
Introdução Geral.....	6

Capítulo I: Influências locais e regionais na composição da metacomunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos de Cerrado (Sudeste, Brasil).....	12
Resumo.....	13
Introdução.....	14
Materiais e Métodos.....	16
Resultados.....	22
Discussão.....	33
Conclusão.....	36
Referências.....	36

Capítulo II: Desenvolvimento de um índice multimétrico utilizando a comunidade de macroinvertebrados aquáticos para o biomonitoramento de riachos de Cerrado (Sudeste, Brasil).....	40
Resumo.....	41
Introdução.....	42
Materiais e Métodos.....	44
Resultados.....	51
Discussão.....	56
Conclusão.....	61
Referências.....	62

Considerações finais.....	66
----------------------------------	-----------

Apresentação

Consta no Regimento Geral e Interno do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (2008), no item 2 das Normas de Defesa Pública de Dissertações/Teses que: “A elaboração do documento final de Dissertação/Tese para defesa pública, poderá ser apresentado: no formato descritivo tradicional ou na forma de um conjunto de trabalhos científicos, redigidos para publicação em revista nacional ou estrangeira.”

Diante de tais possibilidades optei por redigir a dissertação na forma de dois artigos científicos relacionados, mas independentes. O trabalho de campo e o processamento de material foram um só, resultando em duas formas diferentes de analisar os dados.

No primeiro capítulo utilizei uma abordagem teórica de ecologia de metacomunidades, onde estudei a variação nas composições faunísticas das comunidades de macroinvertebrados aquáticos em riachos de Cerrado e analisei os papéis dos fatores abióticos locais e dos fatores regionais na estruturação taxonômica da metacomunidade.

No segundo capítulo, em uma abordagem aplicada de ecologia, analisei o mesmo banco de dados e testei uma série de filtros estatísticos para identificar as métricas da comunidade de macroinvertebrados que iriam compor um índice multimétrico para o biomonitoramento da qualidade ecológica dos riachos da região.

Resumo

Os macroinvertebrados aquáticos são muito utilizados tanto em estudos de ecologia teórica quanto em estudos de ecologia aplicada. O conhecimento sobre a composição desta fauna e seus padrões de distribuição são essenciais para a elaboração de programas de biomonitoramento ambiental. O Cerrado, considerado “hotspot” de biodiversidade, é uma das savanas mais ameaçada do mundo e devido a essa importância a sua biodiversidade e recursos naturais necessitam de metodologia própria para o monitoramento.

Diante disso esta dissertação foi dividida em dois trabalhos: 1) estudo sobre a variação na composição faunística da metacomunidade e a importância dos fatores abióticos locais e fatores regionais. 2) desenvolvimento de um índice multimétrico regional utilizando métricas da comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

Ambos os estudos utilizaram um banco de dados de 21 riachos da região central do Estado de São Paulo, sendo 14 riachos impactados (sete riachos de monocultura de cana-de-açúcar e sete de pastagem) e sete riachos de referência, inseridos em áreas conservadas de Cerrado.

Os resultados do primeiro trabalho indicaram uma metacomunidade influenciada pelos fatores locais e pouca variação foi explicada pelo componente espacial. Esses resultados encaixam a metacomunidade estudada no modelo de sorteamento de espécies, considerada o modelo ideal para grupos bioindicadores.

No segundo trabalho os filtros utilizados testaram as métricas quanto à amplitude, sensibilidade ao impacto antrópico, redundância entre as métricas, correlação à variabilidade natural dos riachos e simplicidade. As seguintes métricas passaram por

todos os filtros: Riqueza de famílias de EPT, Índice de Diversidade Shannon para famílias, porcentagem de Trichoptera, razão EPT/Chironomidae e índice Biological Monitoring Working Party adaptado. O índice multimétrico desenvolvido utiliza métricas com baixa resolução taxonômica e boa resposta ao impacto ambiental, mostrando um elevado potencial de aplicação em programas de biomonitoramento na região estudada.

Abstract

The aquatic macroinvertebrates are widely used in ecological studies and recently applied for biomonitoring. The knowledge about composition and distribution patterns are essential to elaborate environmental biomonitoring programs. The Cerrado vegetation, considered “hotspot” of biodiversity, is one of the most threatened savanna in the world and due to this importance its biodiversity and natural resources needs their own methodology for monitoring.

In view of the above this thesis was divided in two studies: 1) Study about the variation in faunal composition of the metacommunity and the importance of local variables and spatial variables. 2) Development of a regional multimetric index using metrics from the macroinvertebrates community.

Both studies used the database of 21 streams from the central region of São Paulo State, being 14 impacted streams (seven of sugarcane monocultures and seven of pasture) and seven reference streams, inserted in conserved Cerrado areas.

The results of the first paper showed a metacommunity influenced by local factors and little variation was explained by spatial factors. These results fits the studied metacommunity in the species sorting model, considered the ideal for bioindicator groups.

In the second paper the filters tested the metrics for range, sensibility to anthropic impact, redundancy between metrics, correlation to natural variability of streams and simplicity. The following metrics passed all filters: of EPT richness to family level, Shannon’s Diversity Index to family, percentage of Trichoptera, EPT/Chironomidae and Biological Monitoring Working Party adapted index. The

developed multimetric index use metrics of low taxonomic resolution and good response to environmental impact, showing a potential for application in biomonitoring programs in the studied region.

Introdução geral

A água cobre aproximadamente 75% de toda a superfície do nosso planeta. Em um primeiro momento pode parecer que temos abundância deste recurso, mas devemos considerar que de toda essa água, 97% é água salgada, sobrando apenas 3% de água doce para utilizarmos. Desta água, a maior parte está na forma de geleiras inacessíveis ao consumo humano, restando os rios, lagos e áreas alagáveis, que somam apenas 0,09% da água do planeta (Wetzel, 2001).

Os ecossistemas aquáticos, compostos pelos rios, lagos e áreas alagáveis, são de grande importância para a sociedade, pois fornecem uma grande gama de serviços. Estes podem ser separados em serviços de funcionamento (ciclagem de nutrientes e produção orgânica), serviços de regulação (regulação climática e erosiva), valores culturais (educação, recreação e espiritual) e bens (água para o consumo e produção) (Constanza et al., 1997). Dentre os serviços de bens, podemos destacar a importância desses ecossistemas na construção de hidrelétricas e no uso para a agricultura, atividades de grande relevância econômica nacional.

Além da importância direta ao homem, os ecossistemas aquáticos são essenciais à conservação da biodiversidade. Nesses ambientes a riqueza de espécies é alta, com muitos grupos endêmicos e apesar disto, esses ecossistemas são considerados como os mais ameaçados do mundo (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) e com menores áreas específicas de proteção (Brooks et al., 2006).

Mesmo com toda a importância citada os ecossistemas aquáticos estão sob crescente ameaça por parte das atividades humanas. As mudanças que o homem faz no uso da terra afetam diretamente os sistemas aquáticos, pois toda a matéria de uma bacia tem como destino final um rio ou um lago (Hynes, 1975). A troca de florestas por

atividades agrícolas afetam diretamente esses sistemas, pois as plantações utilizam diversos pesticidas e fertilizantes e os pastos possuem uma quantidade excessiva de animais, causando o enriquecimento orgânico e degradação dos rios (Allan, 2004). Além das atividades agrícolas, o próprio crescimento urbano e das sociedades são uma grande ameaça, as casas e os diversos tipos de indústria fazem uso inapropriado da água, devolvendo o recurso com níveis menores de qualidade, alterando a potabilidade da água e impactando sobre a vida dos ecossistemas.

De todos os ecossistemas dulciaquícolas, os sistemas lóticos de baixa ordem são os mais ameaçados devido à sua fragilidade e pela dificuldade dos órgãos governamentais em monitorá-los. Como disse o diretor-presidente da Agência Nacional das Águas, Vicente Andreu (2011):

“É preciso ter muito claro que não existe rio que nasça grande. Mesmo o Amazonas, o maior do mundo, é resultado da contribuição de milhares de rios tributários e estes, sucessivamente, são formados pelas águas de outros rios menores. Todos os rios, assim como os seres vivos, nascem pequenos e, exatamente por essa condição de fragilidade, precisam ser protegidos.”

Diante da importância e fragilidade dos rios de baixa ordem, pesquisadores e agências governamentais em muitas partes do mundo começaram a propor formas de avaliação e monitoramento da qualidade destes ecossistemas. Inicialmente a avaliação era feita a partir de variáveis físicas e químicas da água, mas como essas análises resultam em medidas momentâneas e pontuais de um processo dinâmico e contínuo (Rosenberg e Resh, 1993), outros métodos foram propostos. Neste contexto surgiram as propostas de métodos utilizando-se a biota como ferramenta de avaliação, os organismos, por permanecerem durante longos períodos nos ambientes, representariam melhor o panorama de um corpo d'água (Rosenberg e Resh, 1993). Dentre os grupos

mais utilizados destaca-se a comunidade de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadora em diversos programas de monitoramento (Baptista, 2008).

Rosenberg e Resh (1993) discutem as vantagens da comunidade em relação a outras para o biomonitoramento, entre as quais as principais são: estar presente em todos os corpos hídricos, reunirem muitas espécies possibilitando um amplo espectro de respostas; serem majoritariamente sedentários, facilitando a coleta e indicando que os organismos permanecem no local; possuírem ciclo de vida longo, indicando as condições ambientais ao longo de um intervalo de tempo; terem amostragem simples e barata, além da taxonomia bem conhecida.

Ao longo dos anos muitas metodologias e técnicas foram criadas para a utilização da comunidade de macroinvertebrados aquáticos no biomonitoramento. Essas metodologias, apesar de diferirem em muitos aspectos umas das outras, possuem uma condição comum para o funcionamento, a dependência de informações básicas sobre a biologia e ecologia das comunidades envolvidas (Roque et al., 2007).

Historicamente, a utilização dos macroinvertebrados aquáticos em biomonitoramento assume uma premissa determinística, onde a presença de um organismo num corpo d'água está estritamente relacionada à capacidade deste em manter uma população nas condições ambientais encontradas (Rosenberg e Resh, 1993, Bailey et al., 2004, Heino, 2013). Diante disso características importantes da ecologia não eram consideradas, principalmente os fatores estocásticos e atuantes em escalas espaciais maiores, como a capacidade de dispersão das espécies, as barreiras geográficas e os fatores históricos dos grupos.

Buscando esclarecer o papel de cada fator determinístico e estocástico na estruturação das comunidades surgiu a abordagem de metacomunidades. Segundo

Holyoak et al. (2005), uma metacomunidade é um conjunto de comunidades locais conectado pela capacidade de dispersão das múltiplas espécies. Nesta abordagem tanto os fatores determinísticos (filtros ambientais) como os estocásticos (dispersão entre manchas) são considerados e com isso pode-se mensurar o papel de cada um afim de se evitar interpretações errôneas dos resultados do biomonitoramento. Um exemplo seria no caso de um indicador de boa qualidade ambiental não estar presente em um riacho conservado porque este encontra-se circundado de barreiras geográficas que impediram a dispersão desta espécie. Neste caso a ausência desta espécie pode ser interpretada como sinal de impacto, quando na realidade é resultado da sua restrita capacidade de dispersão.

Em alguns países, junto dos programas de monitoramento foram criadas legislações próprias (Baptista, 2008), como a lei Clean Water de 1972 dos EUA, o Programa Nacional de Saúde dos Rios na Austrália, e a Diretiva do Quadro da Águas Nº2000/60/EC da União Européia (European Commission, 2000). No Brasil apenas alguns órgãos governamentais (i.e, CETESB em São Paulo, CETEC em Minas Gerais, IAP no Paraná) também utilizam os macroinvertebrados no monitoramento rotineiro, porém ainda carecem de trabalhos com metodologias e técnicas desenvolvidas para as diferentes regiões do país.

No Estado de São Paulo avanços recentes ocorreram no biomonitoramento utilizando macroinvertebrados. A CETESB já os utiliza no monitoramento dos grandes rios, mas ainda carece de estudos para riachos de pequena ordem. Suriano et al. (2010) com apoio do programa Biota-FAPESP estudou e indicou métricas para o biomonitoramento de áreas de Mata Semi-Decídua e Mata Ombrófila, restando outro domínio importante do Estado a ser estudado, o Cerrado.

Este domínio é de grande importância no Brasil, sendo considerado um “hotspot” de biodiversidade (Myers et al., 2000) e uma das savanas mais ameaçadas do mundo (Silva e Bates, 2002) e devido a sua fauna possuir padrões de estruturação únicos (Wantzen, 2003) indicamos a necessidade de estudos que contribuam para a ampliação do conhecimento ecológico das comunidades de macroinvertebrados aquáticos e conseqüentemente auxiliem na proposição de metodologias de biomonitoramento.

Referências

- Allan, J. D. 2004. Landscape and riverscape: the influence of land use on stream ecosystem. *Ann. Rev. Ecol. Evol. System.* 35, 257-284.
- Andreu, V. 2011. R\$ 1 por metro de rio preservado. Disponível online em: [http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/artigos/20110425_R\\$%201%20por%20metro%20de%20rio%20preservado_Vicente%20Andreu.pdf](http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/artigos/20110425_R$%201%20por%20metro%20de%20rio%20preservado_Vicente%20Andreu.pdf)
- Baptista, D. F., 2008. Uso de Macroinvertebrados em Procedimentos de Biomonitoramento em Ecossistemas Aquáticos. *Oecologia Bras.* 12, 425-441.
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Fonseca, G. A. B. Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., Rodrigues, A. S. L. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313, 58-61.
- Costanza, R., D’Arge, R., De Groot, D. R. 1997. The value of ecosystem service and nature capital in the world. *Nature* 387, 235-260.
- European Commission. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council, establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Community.
- Hynes, H. B. N. 1975. The stream and its valley. *Verh. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol.* 19, 1-15.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Washington, D.C. Island Press.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Roque, F. O., Kuhlmann, M. L., Fonseca-Gessner, A. A. 2007. Construindo bases científicas para utilização de macroinvertebrados como indicadores de impactos antrópicos em córregos do Estado de São Paulo: implicações para o

biomonitoramento e conservação. Disponível online em:
<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/workshops/Base%20de%20discuss%C3%A3o%20biomonitoramento.pdf>

Rosenberg, D. M., Resh, V. H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates. Chapman and Hall, New York.

Silva, J. M. C., Bates, J. M., 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a Tropical Savanna Hotspot. *BioScience* 52, 225-233.

Suriano, M. T., Fonseca-Gessner, A. A, Roque, F. O., Froehlich, C. G., 2010. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 175, 87–101.

Wantzen, K. M., 2003. Cerrado streams—characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the Tertiary Shields of Central South America. *Amazoniana* 17, 485-502.

Wetzel, R. G. 2001. *Limnology, Third Edition: Lake and River Ecosystem*. Academic Press.

CAPÍTULO 1

Influências locais e regionais na composição da metacomunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos de Cerrado (Sudeste, Brasil)

Influências locais e regionais na composição da metacomunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos de Cerrado (Sudeste, Brasil)

RESUMO

A abordagem de ecologia de metacomunidades possui potencial para identificar a influência dos fatores determinísticos locais (qualidade da mancha) e dos fatores regionais (capacidade de dispersão) na estruturação taxonômica das comunidades de macroinvertebrados aquáticos e desta forma evitar interpretações errôneas de protocolos de biomonitoramento. Diante disso, nós analisamos a variação na composição faunística de uma metacomunidade de macroinvertebrados de riachos de Cerrado e analisamos o papel dos fatores locais e regionais. O resultado da análise MDS e da ANOSIM indicaram uma composição faunística diferenciada entre riachos de diferentes usos de solo e a regressão linear parcial mostrou que a maior parte da variação taxonômica foi explicada pelos fatores locais e pouca variação foi explicada puramente pelos fatores espaciais. Isso indica que a metacomunidade estudada corresponde ao modelo teórico de sorteamento de espécies, onde as espécies possuem diferenças nos nichos e a dispersão não é um fator limitante, corroborando a premissa histórica da utilização do grupo como bioindicador.

PALAVRAS CHAVE. Insetos aquáticos, composição faunística, distribuição espacial, biomonitoramento.

ABSTRACT

The metacommunity ecology approach has the potential to identify the influence of the local deterministic factors (patch quality) and regional factors (dispersal ability) in the taxonomic structure of communities of aquatic macroinvertebrates and thus avoid misinterpretations of protocols for biomonitoring. Therefore, we analyzed the variation in faunal composition of a macroinvertebrate's metacommunity from Cerrado streams and analyze the role of local and regional factors. The result of the analysis of MDS and ANOSIM indicated a different faunal composition between streams of different land uses and partial linear regression showed that most of the taxonomic variation was explained by local factors and little variation was explained purely by spatial factors. This indicates that the metacommunity studied corresponds to the theoretical model of species sorting, where species have different niches and dispersal ability is not a limiting factor, corroborating the historical premise of using the group as a bioindicator.

KEYWORDS. Aquatic insects, faunal composition, spatial distribution, biomonitoring.

1.Introdução

Os macroinvertebrados se destacam como bons bioindicadores para a avaliação da qualidade ambiental (Rosenberg e Resh, 1993, Bonada et al., 2006) e diversos programas de monitoramento ambiental ao redor do mundo utilizam as respostas ecológicas das suas comunidades como forma de subsidiar os tomadores de decisões.

Especificamente para os macroinvertebrados de águas continentais, Rosenberg e Resh (1993) discutem as vantagens desse grupo de animais em relação a outros para o biomonitoramento. Dentre as vantagens destacam-se: serem organismos presentes em todos os corpos hídricos, que reúnem muitas espécies possibilitando um amplo espectro de respostas; serem majoritariamente sedentários, facilitando a coleta e garantindo que os organismos permanecem no local; possuírem ciclo de vida longo, indicando as condições ambientais ao longo de um intervalo de tempo; possibilidade de serem amostrados de forma simples e barata, além da taxonomia bem conhecida.

Historicamente, a utilização dos macroinvertebrados aquáticos em biomonitoramento assume uma premissa determinística, em que a presença de um organismo num corpo d'água está estritamente relacionada à capacidade deste em manter uma população nas condições ambientais encontradas (Rosenberg e Resh, 1993, Bailey et al., 2004, Heino, 2013). Diante disso características importantes da ecologia não eram consideradas, principalmente os fatores estocásticos e atuantes em escalas espaciais maiores (escala regional), como a capacidade de dispersão das espécies, as barreiras geográficas e os fatores históricos dos grupos.

Buscando esclarecer o papel de cada fator determinístico e estocástico na estruturação das comunidades surgiu a abordagem de metacomunidades. Segundo Holyoak et al. (2005), uma metacomunidade é um conjunto de comunidades locais

conectado pela capacidade de dispersão das múltiplas espécies. Nessa abordagem tanto os fatores determinísticos (filtros ambientais) como os estocásticos (dispersão entre manchas) são considerados e com isso pode-se mensurar o papel de cada um afim de se evitar interpretações errôneas dos resultados do biomonitoramento (Dolédec et al., 2006, Heino et al., 2007, Roque et al., 2008, Suriano et al., 2010, Magbanua et al., 2010, Dolédec et al., 2011, Maloney et al., 2011, Siqueira et al., 2012, Heino, 2013). Um exemplo seria no caso de um indicador de boa qualidade ambiental não estar presente em um riacho conservado porque este encontra-se circundado de barreiras geográficas que impediram a dispersão desta espécie. Nesse caso a ausência desta espécie pode ser interpretada como sinal de impacto, quando na realidade é resultado da sua restrita capacidade de dispersão.

Leibold et al. (2004) definem quatro principais modelos de metacomunidades: Modelo de sorteamento de espécies, modelo de dinâmica de manchas, modelo de efeito de massa e modelo neutro. No sorteamento de espécies os principais fatores são determinísticos, onde o nicho das espécies e a qualidade das manchas são importantes para o estabelecimento das comunidades. O contrário acontece no modelo neutro, onde os principais fatores são estocásticos e as espécies não possuem diferenciação de nichos. Os modelos de dinâmica de manchas e de efeito de massa são casos especiais do sorteamento de espécies com diferentes limitações de dispersão e diferenças no investimento das espécies em colonização e competição (Winegardner et al., 2012). Atrelando a teoria de metacomunidades ao biomonitoramento espera-se que comunidades bioindicadoras sejam baseadas principalmente no modelo de sorteamento de espécies, pois assim podemos fazer previsões e relacionar uma espécie a uma determinada condição ambiental (Heino, 2013).

Para o Brasil ainda são poucos os trabalhos de ecologia voltados ao biomonitoramento que consideram a teoria de metacomunidades como norteadora teórica (Roque et al., 2008, Suriano et al., 2010, Siqueira et al., 2012, Roque et al., 2012). Estes estudos foram realizados em sua maior parte em regiões de Mata Atlântica e Floresta Amazônica e poucas áreas de Cerrado foram estudadas. Este bioma é de grande importância no Brasil, sendo considerado um “hotspot” de biodiversidade (Myers et al., 2000) e uma das savanas mais ameaçadas do mundo (Silva e Bates, 2002) e devido a sua fauna possuir padrões de estruturação únicos (Wantzen, 2003) indicamos a necessidade de estudos ecológicos específicos.

Neste trabalho nós analisamos a variação na composição de uma metacomunidade de macroinvertebrados aquáticos de riachos em uma região de Cerrado no Sudeste do Brasil buscando identificar o papel dos filtros ambientais e dos processos estocásticos e indicar qual modelo teórico que mais se encaixa à metacomunidade estudada.

2. Materiais e métodos

2.1 Área de estudo

O Estado de São Paulo localizado no sudeste do Brasil abrange uma área de 248 209.426km² e possui uma população de 41 milhões de pessoas, sendo o Estado com maior densidade populacional do país, com 166 habitantes/km² (IBGE 2011). Este Estado tem aproximadamente 14% de sua extensão coberta por Cerrado *lato sensu*, concentrado na região central e noroeste (Durigan et al., 2007). Nessas regiões o uso da terra é caracterizado por um mosaico composto de pastagens, monoculturas de cana-de-açúcar e algumas áreas isoladas de Cerrado conservado.

Ao todo selecionamos 21 córregos de 1ª e 2ª ordens, sendo sete em cada uso da terra (vegetação de Cerrado, pastagem e cana-de-açúcar).

Os córregos de Cerrado conservado estavam inseridos em áreas minimamente perturbadas antropicamente (Bailey et al., 2004, Stoddard et al., 2006), em unidades de conservação ou locais com extensa área de vegetação preservada adjacente ao riacho. Estes córregos estão localizados na Estação Ecológica de Jataí (município de Luís Antônio), Estação Ecológica de Itirapina (município de Itirapina), Parque Estadual de Vassununga, na gleba Pé-de-Gigante (município de Santa Rita do Passa Quatro) e também em uma área de Cerrado localizada em São Carlos (Figura 1) (Tabela 1). Já os riachos impactados estão localizados em áreas completamente circundados por pastagens ou pela monocultura de cana-de-açúcar em que a vegetação originária era o Cerrado.

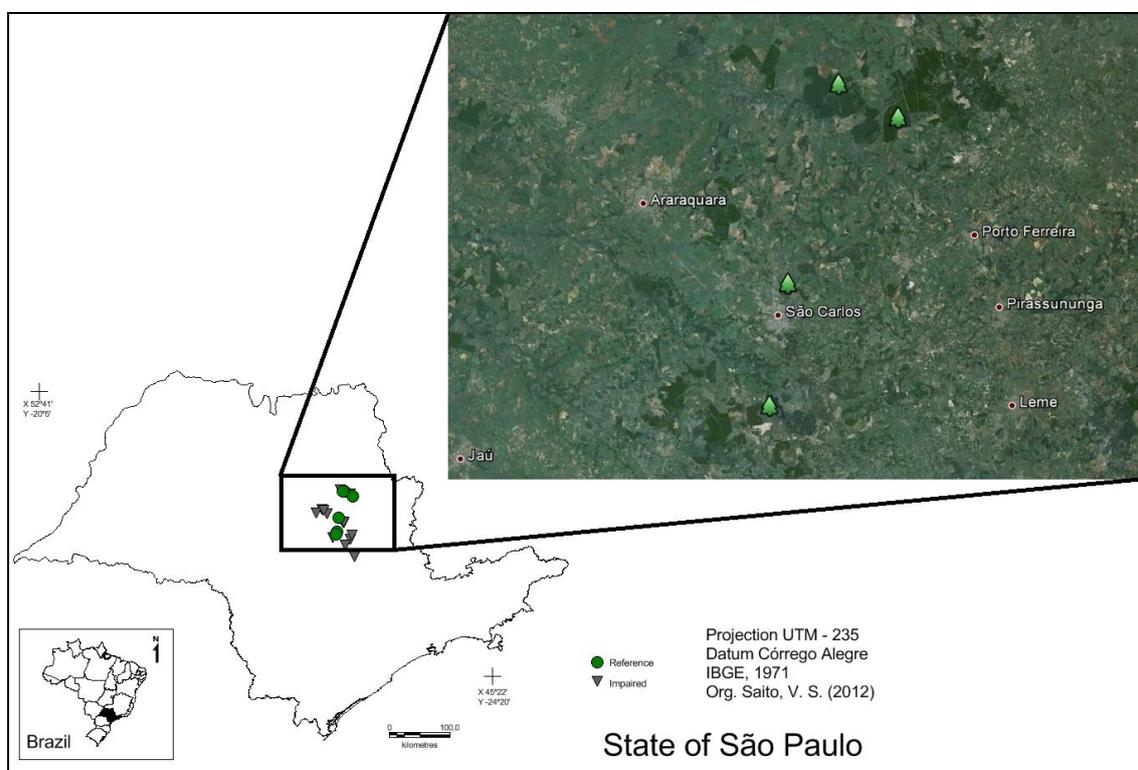


Figura 1. Pontos de coleta de macroinvertebrados e variáveis abióticas em riachos de Cerrado do Estado de São Paulo (Brasil)

Tabela 1. Tabela com coordenadas geográficas dos pontos de coleta de macroinvertebrados aquáticos e variáveis abióticas.

Localização	Latitude	Longitude
Jataí	-21.583896°	-47.765006°
Jataí	-21.581458°	-47.792062°
Itirapina	-22.192501°	-47.897231°
Itirapina	-22.215833°	-47.908611°
Itirapina	-22.225000°	-47.900000°
Pé-de-Gigante	-21.975833°	-47.870278°
UFSCar	-21.649444°	-47.640278°
Cana	-21.553889°	-47.835833°
Cana	-21.617222°	-47.677500°
Cana	-21.848889°	-48.136111°
Cana	-21.910556°	-48.048056°
Cana	-21.906944°	-48.224722°
Cana	-22.564167°	-47.614167°
Cana	-22.867500°	-48.110278°
Pastagem	-22.303333°	-47.670556°
Pastagem	-22.238611°	-47.652500°
Pastagem	-22.274444°	-47.962500°
Pastagem	-22.038282°	-47.783107°
Pastagem	-22.390556°	-47.752778°
Pastagem	-22.042411°	-47.784611°
Pastagem	-22.051756°	-47.788139°

2.2 Caracterização ambiental e variáveis abióticas

Em cada riacho medimos as variáveis físicas e químicas da água: temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido através do um multisensor YSI, velocidade superficial da água, através de um flutuador e largura e profundidade média do canal com uma régua graduada. A composição do leito foi estimada visualmente seguindo critérios de Ward (1992). Foram feitas avaliações do grau de antropização dos riachos através da adaptação do Protocolo *Riparian, Channel and Environmental* – RCE (Petersen Jr. 1992), sendo avaliados o padrão de uso de solo, a vegetação ripária, a composição da vegetação ripícola e as estruturas físicas do canal, com uma pontuação final que indica a qualidade ambiental do riacho.

Os valores de temperatura e condutividade elétrica da água foram estatisticamente maiores nas áreas impactadas (Tabela 2). A composição do substrato também foi diferente nos riachos conservados, sendo composto principalmente por areia, enquanto que nos impactados a composição era argilosa.

Tabela 2. Variáveis abióticas dos riachos conservados e impactados em áreas de Cerrado de São Paulo (Brasil).

Variáveis	conservado		impactado		estatística	
	média	dp	média	dp	F	p
Largura (cm)	153,42	68,76	113,85	54,43	0,46	0,509
Profundidade (cm)	32,08	20,26	53,5	36,37	0,05	0,823
Velocidade (dm/s)	0,05	0,06	0,05	0,02	1,31	0,266
Temperatura (°C)	17,29	2,2	20,03	3,31	12,42	0,0030*
Condutividade (S.m/mm2)	5,8	3,57	45,42	51,22	21,77	0,0001*
pH	6,09	0,6	6,37	1,9	0,264	0,614
OD (mg/L)	6,37	0,7	7,4	1,33	4,011	0,06
RCE	257	9,7	30	23,93	125,1	0,0000*
Seixo (%)	16,71	30,47	7,07	22,71	1,39	0,253
Cascalho (%)	6,71	11,33	2,42	3,05	0,65	0,428
Areia (%)	67,42	32,75	27,07	37,88	6,98	0,016*
Argila (%)	13,14	8,09	67,42	40,87	4,69	0,043*

Os riachos inseridos em áreas preservadas e conservados possuem características que os inserem no termo “riachos de Cerrado”. Este termo foi utilizado por Oliveira e Froehlich (1997) para riachos do nordeste do Estado de São Paulo (Sudeste do Brasil), mas o termo só foi definido por Wantzen (2003) estudando riachos do Mato Grosso (Brasil central). Segundo Wantzen (2003) os riachos de Cerrado devem estar inseridos em áreas originárias do bioma Cerrado e são caracterizados por águas com baixa

condutividade elétrica, com pH de ácido a neutro e leito rochoso e arenoso, características encontradas nos riachos conservados deste trabalho.

2.3 Coleta e identificação dos macroinvertebrados

Selecionamos trechos de 100 m, onde foram tomadas seis unidades amostrais utilizando-se amostrador tipo Surber de área 30 x 30 cm e rede com abertura da malha de 250 μ m, seguindo protocolo estabelecido por Suriano et al. (2010). Além disto, fizemos uma varredura de 30 segundos com rede em D, com o objetivo de amostrar microhabitats de difícil coleta com o amostrador tipo Surber. Todo material foi transportado vivo para o processamento no laboratório.

Os espécimes foram triados vivos sobre bandejas transluminadas, fixados e preservados em etanol à 70% e posteriormente identificados até o menor nível taxonômico possível (até gênero para a maioria dos grupos). Parte do material identificado está depositada na coleção de insetos do Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos do Departamento de Hidrobiologia da UFSCar, São Carlos e parte será depositada na coleção do Museu de Zoologia da USP, São Paulo.

2.4 Análise de dados

Para analisar a relação entre os riachos coletados e as variáveis abióticas locais, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, velocidade superficial da água, largura e profundidade média do canal e composição do leito utilizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA), utilizando a matriz de correlação para extrair os eixos principais pelo método de Broken-Stick (Jackson 1993).

Para identificar a similaridade na composição das faunas dos riachos realizamos uma análise de escalonamento multidimensional (MDS) utilizando o coeficiente de

Bray-Curtis, com dados transformados em $\log(x+1)$, diminuindo a influência de táxons dominantes e raros. Nesta análise a ordenação da similaridade entre os riachos é visualizada de forma gráfica, possibilitando uma melhor interpretação dos dados. Para confirmar a diferença estatística das composições dos grupos de riachos (referências, cana-de-açúcar e pasto) utilizamos uma análise de similaridade (ANOSIM).

A PCA, a análise MDS e a ANOSIM foram feitas através do programa Paleontological Statistics (PAST) (Hammer et al., 2001).

Para identificar quanto da variação na composição da comunidade de macroinvertebrados poderia ser atribuída às diferentes variáveis medidas utilizamos uma análise de regressão parcial. A variável resposta foi a composição da fauna, representada pelos escores do primeiro eixo da análise MDS. As variáveis explanatórias foram separadas em dois grupos: variáveis locais relacionadas ao nicho das espécies e variáveis espaciais relacionadas à capacidade de dispersão das espécies. Como variáveis locais utilizamos os eixos principais extraídos da PCA e os resultados da aplicação do protocolo RCE transformados em $\log(x+1)$ e para variáveis espaciais utilizamos vetores extraídos de uma matriz de distância Euclidiana entre os córregos utilizando as coordenadas geográficas dos pontos de coleta (Borcard e Legendre, 2002). Ressaltamos que os vetores espaciais são construções matemáticas sem significado ecológico, mas que estão relacionados com variáveis não mensuradas (e.g. dispersão das espécies) que poderiam gerar os padrões encontrados (Roque et al., 2008, Roque et al., 2010). A análise de regressão parcial e os vetores espaciais foram desenvolvidos utilizando o programa Spatial Analysis in Macroecology (SAM) (Rangel et al., 2006, Rangel et al., 2010).

3.Resultados

Ao todo foram coletados 8638 invertebrados, identificados em 199 táxons (Tabela 3). Os riachos de áreas conservadas tiveram uma riqueza média de 41 táxons e abundância média de 314 organismos, enquanto que os riachos impactados tiveram riqueza média de 34 táxons e 460 organismos em média.

Tabela 3. Número de indivíduos amostrados dos táxons de macroinvertebrados aquáticos em riachos de Cerrado (São Paulo, Brasil). Riachos conservados (Cerr1-Cerr7), riachos de cana-de-açúcar (Cana1-Cana7) e riachos de pastagem (Past1-Past7).

		Cerr1	Cerr2	Cerr3	Cerr4	Cerr5	Cerr6	Cerr7	Cana1	Cana2	Cana3	Cana4	Cana5	Cana6	Cana7	Past1	Past2	Past3	Past4	Past5	Past6	Past7
Hydracarina	Acarina.gen1				2	1	2		3							16	13					
Gastropoda																						
Ancylidae	Ancylidae.gen1							5								11	161	9				2
Sphaeriidae	Sphaeriidae.gen1							32						78					7	19		
Planorbidae	<i>Biomphalaria</i>															12	1	11	40			
Physidae	<i>Physa</i>							3										79	7			61
Coleoptera																						
Curculionidae	Curculionidae.gen1									1												
Dryopidae	<i>Dryops</i> (A)									17												
	<i>Pelonomus</i> (A)									7		6			2							
Dytiscidae	<i>Bidessonotus</i> (A)																					2
	<i>Celina</i> (A/L)											1	1									
	<i>Derovatellus</i>																	1				
	<i>Desmopachria</i> (A)																		1			
	<i>Hydaticus</i> (A)							1									1	1				
	<i>Hydrovatus</i> (A)																3					
	<i>Laccodytes</i>																					
	<i>Laccophilus</i> (A)															1					4	1
	<i>Liodessus</i> (A)																	2				1
Elmidae	<i>Austrolimnius</i> (A)									1												
	<i>Cylloepus</i> (A)					1																
	<i>Gyrelmis</i>			1																		
	<i>Heterelmis</i> (L/A)				7		1			2					1					1		5
	<i>Hexacylloepus</i> (L)	10	1	1	1		7		5													
	<i>Microcylloepus</i>						3			2												

	<i>Neoelmis</i>	2	8	2	2	2	2	7														
	<i>Phanocerus</i> (A)								4													
	<i>Stegoelmis</i>			1	1		2	2														
	<i>Xenelmis</i>							3														
Gyrinidae	<i>Gyretes</i> (A)									7												
	<i>Gyrinus</i> (L)					1	1													2		
Hydrophilidae	<i>Berosus</i> (L/A)														2	5		2	12	6		
	<i>Derallus</i> (L)					1																
	<i>Hydrochara</i>				1																	
	<i>Hydrochus</i> (A)																			1		
	<i>Tropisternus</i> (L/A)													1		4						
Lutrochidae	<i>Lutrochus</i>								7													
	<i>Suphisellus</i> (A)								7							3						
Noteridae	<i>Hydrocanthus</i> (A)										1	1			2			1				
	<i>Notomicrus</i>							8	1													
Scirtidae	<i>Scirtes</i>	1	3																			
Amphipoda																						
Hyaellidae	<i>Hyaella</i>																			42		
Diptera																						
Ceratopogonidae	Ceratopogonidae.gen1	14	2	2		26	2	8	14	5	2	6	12	6	3	16	1	1	1	3	2	6
Chironomidae																						
Chironominae	<i>Beardius</i>			1		32					2								1		2	
	<i>Chironomus</i>	1		13		8		32	1			84	5	12	11	1	6	11		5	3	9
	<i>Chironomus cf. phytophilus</i>															175						
	<i>Constempellina</i>			1																		
	<i>Cryptochironomus</i>							1			1	6	2		11	17	30		2		3	1
	<i>Dicrotendipes</i>								1			1				35		1	1			1
	<i>Endotribelos</i>	1		5	4		2	3	2		2				13	4				3	3	

	<i>Paracladius</i>												4	1						
	<i>Parametricnemus</i>			2			8	16	182		105	6	6		3	2	5	16	24	
	<i>Rheocricotopus</i>																		8	
	<i>Thienemannia</i>		1			1							1							
	<i>Thienemanniella</i>							3			3	2			1	5		5		
Tanypodinae																				
	<i>Ablabesmyia</i>	11	4	7	50	20	1	1	57	13	21	13	26		11	1	6	2	25	12
	<i>Brundiniella</i>	1																		
	<i>Clinotanypus</i>		1				1		2		1	1	9	1	1	1	4		1	2
	<i>Coelotanypus</i>																			1
	<i>Djalmabatista</i>	22	6	10		1	1	26	1				1	4				5	2	2
	<i>Fittkauimyia</i>							1						1				5	2	1
	<i>Labrundinia</i>	6	1	10	20	20								7		1	3	1	1	5
	<i>Larsia</i>	7	13				4		22	1		1	4			2	5	4	1	6
	Macropelopini																			
	<i>Nilotanypus</i>				1		2									1				
	<i>Paramerina</i>						2							5	2					
	<i>Parapentaneura</i>	11	1		1	1	4	3						3						
	<i>Pentaneura</i>		3	4	32	52	2		3	1		2		1		2	21	7	5	38
	<i>Procladius</i>			1		1	5		12				5	1	5					
	<i>Tanitarsini tipo1</i>								1											
	<i>Tanypus</i>														54				1	1
	<i>Thienenanimyia</i>							5										2		
Culicidae	Culicidae.gen1					1										4				
Dixidae	Dixidae.gen1					2														
Empididae	Empididae.gen1											12	4							1

Muscidae	Muscidae.gen1					4																
Simuliidae	Simuliidae.gen1	5	1		2	6	5	2		12	182	1		8	33	2	1	55	18	170	23	22
Tabanidae	Tabanidae.gen1														1							
Thaumaleidae	Thaumaleidae		1																			
Tipulidae	Tipulidae.gen1	2	8	1				1	2		2	4			4		1			5	7	5
Ephemeroptera																						
Baetidae	<i>Americabaetis</i>													27	1			5	96	22	54	36
	<i>Apobaetis</i>															8	2					
	<i>Baetodes</i>					5																
	<i>Callibaetis</i>										2							43	46		2	50
	<i>Cloeodes</i>	3						12	9									38				
	<i>Moribaetis</i>	3	13	4			10											6				
	<i>Waltzoyphius</i>																					1
Caenidae	<i>Caenis</i>													287				1	6			3
Leptohyphidae	<i>Traverhyphes</i>																					25
	<i>Tricorythopsis</i>									16										2		
Leptophlebiidae	<i>Askola</i>					34																
	<i>Hydrosmilodon</i>									19												
	<i>Farrodes</i>						3															13
	<i>Miroculis</i>	6	15	136	1	206	1	10	1													
Polymitarcyidae	<i>Asthenopus</i>																					2
	<i>Planorbis</i>																					2
Hemiptera																						
Belostomatidae	<i>Belostoma</i>		2																			
	<i>Weberiella</i>		4																			
	<i>Belostomatidae.gen1</i>													2								2
Corixidae	<i>Tenagobia</i>																					2
Gelastocoridae	<i>Nerthra</i>						1															

Dicteriadidae	<i>Heliocharis</i>								3	1											
Gomphidae	<i>Agriogomphus</i>								1												
	<i>Cacoides</i>		1						3	2											
	<i>Neogomphus</i>	4																			
	<i>Progomphus</i>	8				3			4	2			2					1	37		
Libellulidae	<i>Anatya</i>	2				1															
	<i>Brechmorhoga</i>											3	14				20	39	17	12	
	<i>Cannaphila</i>	1										1									
	<i>Dasythemis</i>	3							4					23	2						
	<i>Dythemis</i>	11	6	1	1	1	1	9					2	1				1	1		
	<i>Elga</i>	1																			
	<i>Erythemis</i>					1							1								
	<i>Erythrodiplax</i>											1	14				48	1	3		
	<i>Macrothemis</i>																		1		
	<i>Miathyria</i>												2								
	<i>Orthemis</i>								1								8		9		
	<i>Rhodopygia</i>	1																			
	<i>Tramea</i>																2	2			
Megapodagrionidae	<i>Heteragrion</i>					3															
Perilestidae	<i>Perilestes</i>			1																	
Turbellaria	<i>Dugesia</i>								11				7				23		311	14	9
Plecoptera																					
Gripopterygidae	<i>Gripopteryx</i>		42	2				2													
	<i>Tupiperla</i>																			6	
Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	4	8	6	2	8	15			6									2	2	
	<i>Kempnyia</i>					7														1	
	<i>Macrogynoplax</i>						4	4													

Trichoptera

Calamoceratidae	<i>Banyallarga</i>	10	1	1									
	<i>Phylloicus</i>	8	3	1	6								
Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i>			1									
Hydropsychidae	<i>Blepharopus</i>					9				8		12	
	<i>Leptonema</i>	1		1		4	5	2		20		23	1
	<i>Macronema</i>	9			2			15		22			1
	<i>Smicridea</i>	1	2		5	4	17	2				88	2
Hydroptilidae	<i>Metrichia</i>									20		1	
	<i>Neotrichia</i>								1	1			
	<i>Ochrotrichia</i>									3			
	<i>Oxyethira</i>			1						23	1	13	2
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>				4								
	<i>Notalina</i>		3	6	2	2							
	<i>Oecetis</i>	2	2	4	45	13	6	3		2			
	<i>Triplectides</i>	2	42		5			3					
Odontoceridae	<i>Barypenthus</i>			1	1								
	<i>Marilia</i>	5	68	2					1			2	2
Philopotamidae	<i>Chimarra</i>							2					
Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>		2										
	<i>Cyrnellus</i>	5	1		11		2						
Stenopsychidae	<i>Stenopsychidae</i>				1								
Xiphocentronidae	<i>Xiphocentron</i>				3								

O primeiro eixo da PCA explicou 32,22% da variabilidade dos riachos e o segundo eixo 22,87%, totalizando 55% da variabilidade dos fatores abióticos explicados no gráfico da PCA (Figura 2).

O primeiro eixo da PCA esteve positivamente relacionado às variáveis largura, profundidade, pH, areia, cascalho e seixos e negativamente relacionada às variáveis argila, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica. Este eixo esteve positivamente relacionado aos córregos conservados, caracterizados pelo substrato arenoso com seixos e negativamente relacionado aos córregos impactados, com substrato argiloso e condutividade elétrica da água mais elevada.

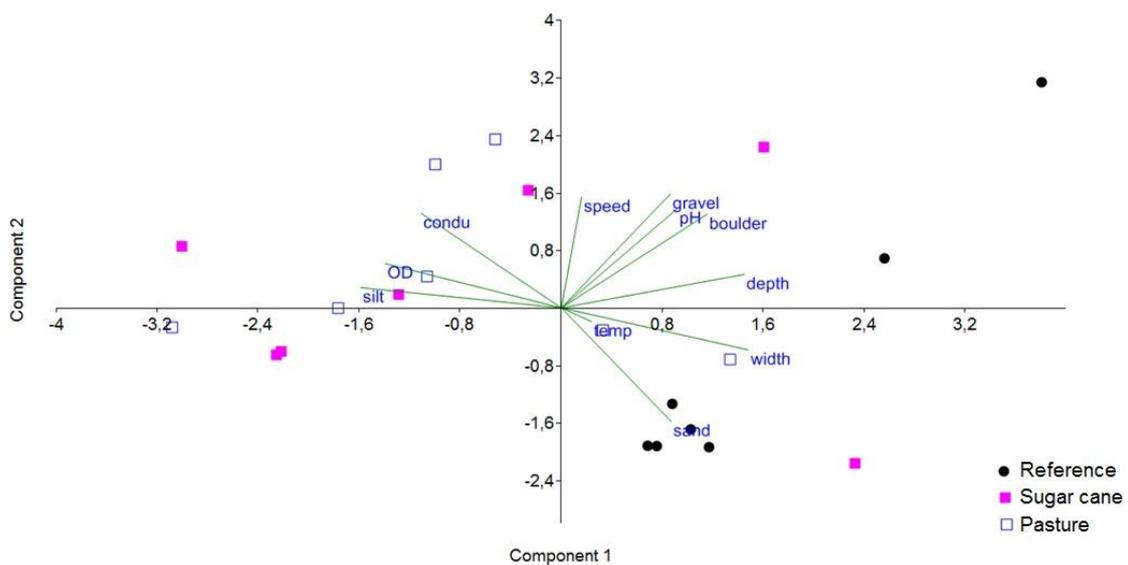


Figura 2. Gráfico da análise de componentes principais (PCA), para as variáveis abióticas dos riachos conservados e impactados em áreas de Cerrado do Estado de São Paulo (Brasil).

A análise de escalonamento multidimensional indicou maior agrupamento entre os córregos conservados do que entre os córregos de cana-de-açúcar e pastagem (Figura 3). Podemos observar que alguns riachos de cana-de-açúcar foram mais similares a riachos de pasto do que a riachos sob o mesmo uso da terra. Ainda assim a análise de similaridade (ANOSIM) entre as composições faunísticas dos riachos apontou

diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os três usos da terra (Tabela 4), confirmando a composição diferenciada para cada uso.

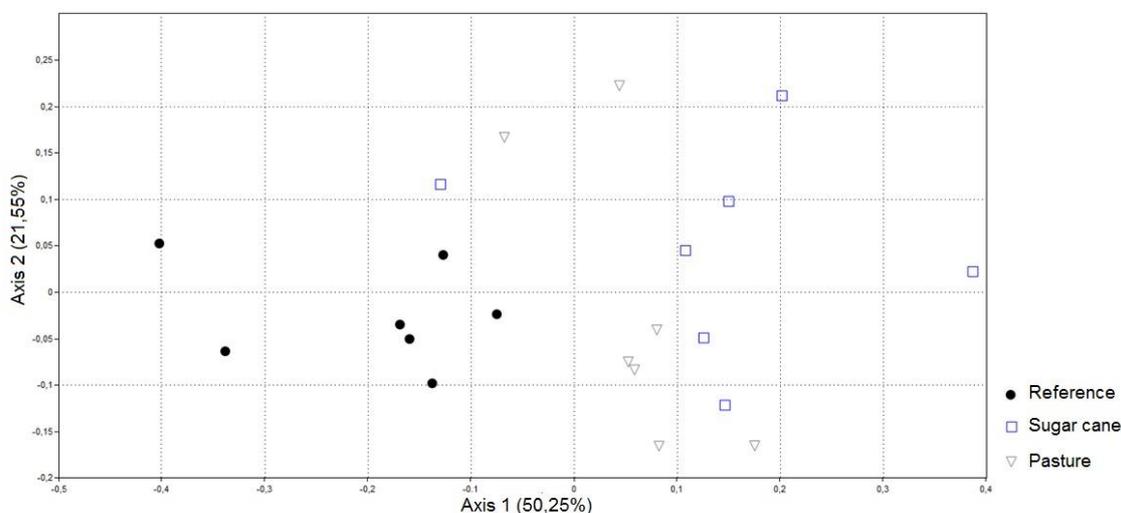


Figura 3. Gráfico da análise de escalonamento multidimensional (MDS) para a composição da fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos conservados e impactados de áreas de Cerrado do Estado de São Paulo (Brasil).

Tabela 4. Resultado da análise de similaridade (ANOSIM) para a composição faunística de macroinvertebrados aquáticos dos riachos conservados e sob o uso da terra de monocultura de cana-de-açúcar e pastagem.

ANOSIM	Conservado	Cana-de-açúcar	Pastagem
Conservado	0		
Cana-de-açúcar	0,0008	0	
Pastagem	0,0004	0,0285	0

A análise de regressão parcial indicou que 70,7% da variação encontrada na variável resposta composição da fauna foi explicada pelas variáveis explanatórias, restando 29,3% da variação inexplicada (Tabela 5) (Figura 4).

Tabela 5. Resultado da análise de regressão parcial, sendo o componente A=variáveis locais, B=variáveis espaciais. O símbolo “:” indica explicação compartilhada.

Local	Espacial	Compartilhado	Total	Resíduo
A=69.3%	B=18.8%	A:B=17.4%	70.7%	29.3%

A-B=51.9% B-A=1.3%

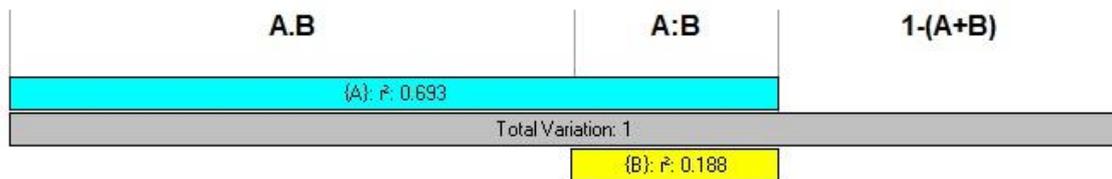


Figura 4. Variação na composição da metacomunidade de macroinvertebrados aquáticos explicada pelas variáveis locais (A) e variáveis espaciais (B).

A variável espacial explicou 18,8% da variação, sendo que apenas 1,3% da variação foi puramente explicada por essa variável. O restante da variação explicada foi compartilhado com os fatores locais (17,4%).

As variáveis locais explicaram 69,3% da variação na composição dos riachos, sendo que 51,9% foi puramente explicada por estas variáveis.

4. Discussão

As características abióticas que diferiram os riachos conservados dos impactados foram a condutividade elétrica e a temperatura da água. Os córregos conservados possuíam mata ripária que proporcionavam cobertura dos riachos, absorvendo radiação solar e refletindo luminosidade evitando o aumento da temperatura da água (Gregory et al., 1991). Como os riachos impactados não possuíam uma vegetação ripária preservada os canais estavam mais expostos à radiação solar direta e consequentemente observamos valores maiores de temperatura da água.

Devido à baixa concentração de íons os valores da condutividade elétrica em riachos de Cerrado são naturalmente baixos, variando de 2 a 8 μS (Wantzen, 2003),

estes valores correspondem aos que encontramos nos riachos conservados. Já nos riachos impactados os valores foram muito superiores, fato que indica a possível entrada de matéria inorgânica adjacente ao riacho, o que deve ter ocorrido com a retirada da vegetação ripária (Allan, 2004).

Os efeitos do uso da terra adjacente ao córrego na fauna de macroinvertebrados já foram registrados em diversos estudos (Dolédec et al., 1999, Allan 2004, Dolédec et al., 2006, Corbi e Trivinho-Strixino, 2007, Suriano 2008, Magbanua et al., 2010, Dolédec et al., 2011, Maloney et al., 2011) e indicam que a presença ou ausência da vegetação ripária é um dos principais fatores para as alterações na comunidade aquática. Nossos resultados da análise MDS e da ANOSIM também indicaram que a composição faunística foi estatisticamente diferente entre os três tipos de usos da terra.

Apesar de nas duas atividades antrópicas, monocultura de cana-de-açúcar e pastagem, ocorrer a retirada da vegetação ripária, os efeitos de cada atividade são diferentes. Córregos situados em áreas de cana-de-açúcar estão sujeitos a maior degradação química com entrada de inseticidas e fertilizantes provenientes do uso agrícola, enquanto que os córregos de pastagem estão sujeitos a maior concentração de matéria orgânica, proveniente dos animais do pasto (Allan, 2004, Suriano, 2008). Essas atividades são suficientes para alterar as comunidades aquáticas e diferenciar a composição faunística entre os riachos em monoculturas de cana-de-açúcar e pastagem conforme constatado no presente estudo.

Os resultados da regressão parcial indicaram que os fatores locais são fatores com maiores influências na metacomunidade estudada. Os fatores locais foram representados pelas variáveis abióticas da água (pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica), pela composição do substrato, tipo de vegetação ripária e a

estruturação física do canal, todas características de importância na estruturação das comunidades aquáticas (Petersen Jr., 1992, Ward, 1992, Rosenberg & Resh, 1993, Allan, 2004,). Todas as variáveis incluídas nas variáveis locais buscavam caracterizar o nicho das espécies (Hutchinson, 1957; Leibold, 1995), ou seja, buscavam caracterizar os requisitos e fatores limitantes para o estabelecimento das populações.

Como os fatores locais foram o componente de maior explicação na regressão parcial, o modelo de metacomunidade que mais se encaixa é o de sorteamento de espécies (Cottenie et al., 2003, Leibold et al., 2004, Logue et al., 2011, Winegardner et al., 2012, Heino, 2013), segundo a qual as espécies possuem uma capacidade de dispersão boa, capaz de alcançar a maior parte da extensão da área de estudo e que a diferenciação de nicho e as características da mancha (riachos) são os fatores de maior importância para o estabelecimento das espécies. Esse resultado confirma a observação feita por Heino (2013), onde o autor indica que a perspectiva de sorteamento de espécies é a mais encontrada nos estudos de metacomunidades aquáticas.

Segundo Logue et al. (2011) e os modelos especiais do sorteamento de espécies (efeito de massa e dinâmica de manchas) são difíceis de detectar em campo, pois necessitam de estudos sobre as taxas de extinção/colonização das manchas e das taxas de crescimento das populações. No nosso trabalho não mensuramos as variáveis citadas, ainda assim indicamos a importância destes modelos para o biomonitoramento, principalmente o efeito de massa. Neste modelo uma espécie pode ocorrer em uma mancha considerada inhóspita pelo fato de manchas ideais próximas enviarem uma grande quantidade de propágulos, que apesar de não manterem populações estáveis, acabam sempre sendo encontradas nestas manchas. Diante disso, detectar este modelo é de importância para que riachos próximos de áreas conservadas não sejam considerados

com boa qualidade, quando na realidade o que está ocorrendo é o efeito de massa de espécies sensíveis.

Como o modelo de sorteamento de espécies usa uma abordagem determinística e foi o modelo que melhor explicou a metacomunidade estudada, podemos considerar que as premissas históricas de biomonitoramento são aplicadas para as comunidades dos riachos estudados. Portanto indicamos que as comunidades dos riachos de Cerrado seriam bons indicadores para analisar os impactos ambientais das pastagens e das monoculturas na qualidade ambiental dos sistemas.

5. Conclusão

Neste trabalho diversas características consideradas componentes do nicho das espécies diferiram entre os riachos conservados e impactados e além disso, estas características de nicho foram importantes para explicar a composição das comunidades, indicando uma estruturação baseada no modelo de sorteamento de espécies. Como este modelo é determinístico, corroborando as premissas históricas do biomonitoramento, indicamos que os macroinvertebrados dos riachos da região seriam um boa ferramenta para avaliação da qualidade ambiental dos sistemas.

Referências

- Allan, J. D. 2004. Landscape and riverscape: the influence of land use on stream ecosystem. *Ann. Rev. Ecol. Evol. System.* 35, 257-284.
- Bailey, R. C., Norris, R. H., Reynoldson, T. B., 2004. *Bioassessment of Freshwater Ecosystems: Using the Reference Condition Approach.* Kluwer Academic Publishers, New York.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., Statzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51, 495–523.
- Borcard, P., Legendre, D. 2002. All scale spatial-analysis of ecological data by means of principal coordinate of neighbour matrices. *Ecol. Model.* 153, 51-68.

- Corbi, J. J., Trivinho-Strixino, S. 2007. Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities: a study developed in the southeast of Brazil. *Braz. Arch. of Biol. Technol.* 51, 769-779.
- Cottenie, K., Michels, E., Nuytten, N., De Meester, L. 2003. Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology* 84, 991-1000.
- Dolédec, S., Phillips, N., Townsend, C. R. 2011. Invertebrate a community responses to land use at broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. *Fresh. Biol.* 56, 1670-1688.
- Dolédec, S., Phillips, N., Scarsbrook, M., Riley, R. H., Townsend, C. R. 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25, 44-60
- Dolédec, S., Stutzner, B., Bounard, M. 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Fresh. Biol.* 42, 737-758
- Durigan, G., Siqueira, M. F. D., Antonio, G., Correa, D. 2007. Threats to the cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. *Sci. Agri.* 64, 355–363.
- Gregory, V. S., Swanson, F. J., Mckee, W. A., Communs, K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41, 540-551.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4, 9.
- Heino, J., Mykrä, H., Kotanen, J., Muotka, T. 2007. Ecological filters and variability in streams macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? *Ecography* 30, 217-230.
- Heino, J. 2013. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biol. Rev.* 88, 166-178.
- Holyoak, M., Leibold, M. A., Mouquet, N., Holt, R. D., Hoopes, M. F. 2005. Metacommunities: a framework for large-scale community ecology. In: *Metacommunities. Spatial Dynamics and Ecological Communities*. Eds. Holyoak M., Leibold, M. A., Holt, R. D. pp. 1–32. University of Chicago Press, Chicago.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22, 415-427.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2011. Anuário estatístico do Brasil. Rio de Janeiro: Ministério do Orçamento e Planejamento.
- Jackson, D.A., 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74, 2204-2214.

- Leibold, M. A. 1995. The niche concept revisited: Mechanistic models and community context. *Ecology* 76, 1371-1382.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Letters* 7, 601-613.
- Logue, J. B., Mouquet, N., Peter, H., Hillebrand, H., The Metacommunity Working Group. 2011. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends Ecol. Evol.* 26, 482–491.
- Magbanua, F. S., Townsend C. R., Blackwell, G. L., Phillips N., Matthaei, C. D. 2010. Responses of stream macroinvertebrates and ecosystem function to conventional, integrated and organic farming. *J. Appl. Ecol.* 47, 1014-1025.
- Maloney, K. O., Munguia, P., Mitchell, R. M. 2011. Anthropogenic disturbance and landscape patterns affect diversity patterns of aquatic benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 30, 284-295.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403.
- Oliveira, L. G., Froehlich C. G., 1997. Diversity and community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a mountain stream in Southeastern Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 9, 139-148.
- Oliveira, R. B. S., Castro, C. M., Baptista, D. F., 2008. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Bras.* 12, 487–505.
- Petersen, R. C., 1992. The RCE: A Riparian, Channel, and Environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwat. Biol.* 27, 295–306.
- Rangel, T. F. L. V. B., Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M. 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecol. Biogeogr.* 15, 321-327.
- Rangel, T. F. L. V. B., Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M. 2010. SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* 33, 46-50.
- Roque, F. O., Lecci, L. S., Siqueira, T., Froehlich, C. G. 2008. Using environmental and spatial filters to explain stonefly occurrences in southeastern Brazilian streams: implications for biomonitoring. *Acta Limnol. Bras.* 20, 35-44.
- Roque, F. O., Siqueira, T., Bini, L. M., Ribeiro, M. C., Tambosi, L. R., Ciocheti, G., Trivinho-Strixino, S. 2010. Untangling associations between chironomid taxa in Neotropical streams using local and landscape filters. *Fresh. Biol.* 55, 847-865.

- Roque, F. O., Lima, D. V. M., Siqueira, T., Vieira, L. J. S., Stefanos, M., Trivinho-Strixino, S. 2012. Concordance between macroinvertebrate communities and the typological classification of white and clear-water streams in Western Brazilian Amazonia. *Biota Neotrop.* 12, 83-92.
- Rosenberg, D. M., Resh, V. H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates.* Chapman and Hall, New York.
- Silva, J.M.C., Bates J.M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a Tropical Savanna Hotspot. *BioScience* 52.
- Silveira, M.P., Baptista, D.F., Buss, D.F., Nessimian, J.L., Egler, M., 2005. Integrity Assessment in South-East Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 101, 117–128.
- Siqueira, T., Bini, L.M., Roque, F. O., Cottenie, K. 2012. A metacommunity framework for enhancing the effectiveness of biological monitoring strategies. *PlosOne* 7.
- Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K., Norris, R.H., 2006. Setting expectations for the Ecological condition of streams: the concept for reference condition. *Ecol. Appl.* 16, 1267-1276.
- Suriano, M.T. 2008. Macroinvertebrados em córregos de baixa ordem sob diferentes usos do solo no estado de São Paulo: subsídios para o biomonitoramento. Tese de Doutorado da Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, Brasil.
- Suriano, M. T., Fonseca-Gessner, A. A, Roque, F. O., Froehlich, C. G., 2010. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environ. Monit.Assess.* 175, 87–101.
- Wantzen, K. M., 2003. Cerrado streams—characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the Tertiary Shields of Central South America. *Amazoniana* 17, 485-502.
- Ward, J. V., 1992. *Aquatic insect ecology.* New York, Wiley.
- Winegardner A. K., Jones, B. K., Ng, I. S., Siqueira, T., Cottenie, K. 2012. The terminology of metacommunity ecology. *Trends Ecol. Evol.* 27, 3-4.

CAPÍTULO II

Desenvolvimento de um índice multimétrico utilizando a comunidade de macroinvertebrados aquáticos para o biomonitoramento de riachos de Cerrado (Sudeste, Brasil)

Desenvolvimento de um índice multimétrico utilizando a comunidade de macroinvertebrados aquáticos para o biomonitoramento de riachos de Cerrado (Sudeste, Brasil)

RESUMO O Cerrado, considerado “hotspot” de biodiversidade, é uma das savanas mais ameaçada do mundo e devido a essa importância a sua biodiversidade e seus recursos naturais necessitam de metodologia própria para o seu monitoramento. Neste trabalho nós desenvolvemos um índice multimétrico para riachos de Cerrado da região central do Estado de São Paulo, a partir de 38 métricas separadas em medidas de diversidade, composição, tolerância e grupos funcionais da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Analisamos sete riachos de referência inseridos em áreas protegidas e minimamente perturbadas e 14 riachos impactados pelo uso de solo de monocultura de cana-de-açúcar e pastagens. Os filtros utilizados testaram as métricas quanto à amplitude, sensibilidade ao impacto antrópico, redundância entre as métricas, correlação à variabilidade natural dos riachos e simplicidade. As seguintes métricas passaram por todos os filtros: Riqueza de famílias de EPT, Índice de Diversidade Shannon para famílias, porcentagem de Trichoptera, razão EPT/Chironomidae e índice Biological Monitoring Working Party adaptado. O índice multimétrico desenvolvido utiliza métricas com baixa resolução taxonômica e boa resposta ao impacto ambiental, mostrando um elevado potencial de aplicação em programas de biomonitoramento na região estudada.

PALAVRAS CHAVE. Ecossistema aquático, insetos aquáticos, Cerrado, índice biótico.

ABSTRACT The Cerrado vegetation, considered “hotspot” of biodiversity, is one of the most threatened savanna in the world and due to this importance its biodiversity and natural resources needs their own methodology for monitoring. In this paper we developed a multimetric index for streams of Cerrado in central region of São Paulo, testing 38 metrics divided in measures of diversity, composition, tolerance and functional groups from aquatic macroinvertebrate community. We used seven reference streams inserted in protected and minimally disturbed areas and 14 impacted streams in areas of sugar cane monoculture and pastures. The filters tested the metrics for range, sensibility to anthropic impact, redundancy between metrics, correlation to natural variability of streams and simplicity. The following metrics passed through all filters: of EPT richness to family level, Shannon’s Diversity Index to family, percentage of Trichoptera, EPT/Chironomidae and Biological Monitoring Working Party adapted index. The developed multimetric index uses metrics of low taxonomic resolution and good response to environmental impact, showing a potential for application in biomonitoring programs in the studied region.

KEYWORDS. Aquatic ecosystem, aquatic insects, Cerrado, biotic index.

1. Introdução

Os ecossistemas aquáticos são ambientes essenciais para a conservação da biodiversidade e manutenção da qualidade da água. Apesar da sua importância esses sistemas são constantemente alterados para diferentes usos, entre os quais destacam-se as atividades agropecuárias e a expansão urbana, causadores de diversas formas de poluição e degradação ambiental (Bonada et al., 2006).

Frente a essas ameaças surgiu a necessidade de diferentes propostas de monitoramento e avaliação desses sistemas aquáticos serem criados. Inicialmente a avaliação era feita a partir de variáveis físicas e químicas da água, essas análises resultam em medidas momentâneas e pontuais de um processo dinâmico e contínuo (Rosenberg e Resh, 1993), com isto outros métodos foram propostos. Neste contexto surgiram as propostas de métodos utilizando-se a biota como ferramenta de avaliação, os organismos, por permanecer durante longos períodos nos ambientes, representariam melhor o panorama de um corpo d'água (Rosenberg e Resh, 1993). Dentre os grupos mais utilizados se destaca a comunidade de macroinvertebrados bentônicos como bioindicador em diversos programas de monitoramento (Baptista, 2008).

Em alguns países, junto dos programas de monitoramento foram criadas legislações próprias (Baptista, 2008), como a lei Clean Water de 1972 dos EUA, o Programa Nacional de Saúde dos Rios na Austrália, e a Diretiva do Quadro da Águas N°2000/60/EC da União Européia (European Commission, 2000). No Brasil apenas alguns órgãos governamentais (i.e, CETESB, CETEC, IAP) também utilizam os macroinvertebrados no monitoramento rotineiro, porém ainda carecem de trabalhos com metodologias e técnicas desenvolvidas para as diferentes regiões do país.

Dentre as diversas metodologias, destacam-se os índices multimétricos, onde a avaliação é feita comparando-se as áreas impactadas com condições de referência. Nos índices multimétricos aplica-se um conjunto de medidas para definir um sistema de classificação da qualidade ecológica de um corpo d'água, utilizando para sua construção métodos de análises uni e multivariadas (Barbour et al., 1996, Oliveira et al., 2008). Os índices multimétricos utilizam diversas medidas da comunidade (riquezas, diversidades, abundâncias, grupos funcionais) que somadas geram uma classificação final do estado ecológico do riacho avaliado. Atualmente essas são ferramentas de avaliação biológica bastante utilizadas em todo o mundo, sua força de avaliação está em integrar informações de uma comunidade biológica para fornecer uma classificação geral da degradação, sem perder particularidades de cada métrica individual (Barbour et al., 1996, Bonada et al., 2006, Hering et al., 2006).

A criação de índices multimétricos utiliza a abordagem *a priori*, onde define-se antecipadamente os pontos impactados e os de referência. As áreas de referência possuem uma amplitude regional, portanto as métricas terão uma resposta apenas para a área desenvolvida, tornando sua aplicação restrita a ecoregiões ou bacias hidrográficas (Bailey et al., 2004, Stoddard et al., 2006), sendo necessário a busca por áreas referência para cada região a qual se pretende monitorar.

No Brasil ainda são poucos os índices multimétricos desenvolvidos (Baptista et al., 2007, Baptista et al., 2011, Ferreira et al., 2011, Couceiro et al., 2012), sendo que para o Estado de São Paulo podemos citar apenas o trabalho de Suriano et al. (2010), que indicaram quais seriam as métricas ideais para compor um sistema multimétrico para riachos inseridos em vegetação de Mata Atlântica.

Em São Paulo, outro domínio de importância é o Cerrado, por ser considerada a savana tropical mais ameaçada do mundo (Silva e Bates, 2002) e um “hotspot” de biodiversidade (Myers et al., 2000). Além disso, os córregos dessa vegetação possuem uma fauna aquática diferenciada, com padrões de estruturação únicos (Wantzen, 2003), indicando claramente que os riachos desse domínio necessitam de condições de referência e índices específicos para o seu monitoramento.

Neste contexto nós propusemos elaborar um índice multimétrico utilizando características da comunidade de macroinvertebrados em riachos de Cerrado do Estado de São Paulo, como forma de subsídio ao monitoramento ambiental.

2. Materiais e métodos

2.1 Área de estudo

O Estado de São Paulo no sudeste do Brasil, abrange uma área de 248 209.426km² e uma população de 41 milhões de pessoas, é ainda o Estado com maior densidade populacional do país, com 166 habitantes/km² (IBGE 2011). Em São Paulo o Cerrado *lato sensu* cobre aproximadamente 14% de sua extensão, concentrado na região central e noroeste do Estado (Durigan et al., 2007).

A seleção das áreas de referência foi feita *a priori* de acordo com o grau de proteção dos riachos, sendo indicados riachos de 1^a e 2^a ordens inseridos em áreas minimamente perturbadas (Bailey et al., 2004, Stoddard et al., 2006), como unidades de conservação ou locais com extensa área de vegetação preservada subjacente ao riacho. Os riachos de referência estão localizados na Estação Ecológica de Jataí (município de Luís Antônio), Estação Ecológica de Itirapina (município de Itirapina), Parque Estadual de Vassununga, na gleba Pé-de-Gigante (município de Santa Rita do Passa Quatro) e em uma área de Cerrado localizada Na Universidade Federal de São Carlos (município

de São Carlos) (Figura 1). Os riachos impactados estão localizados em áreas sob os usos da terra mais comuns na região, monocultura de cana-de-açúcar e pastagem (Durigan et al., 2007).

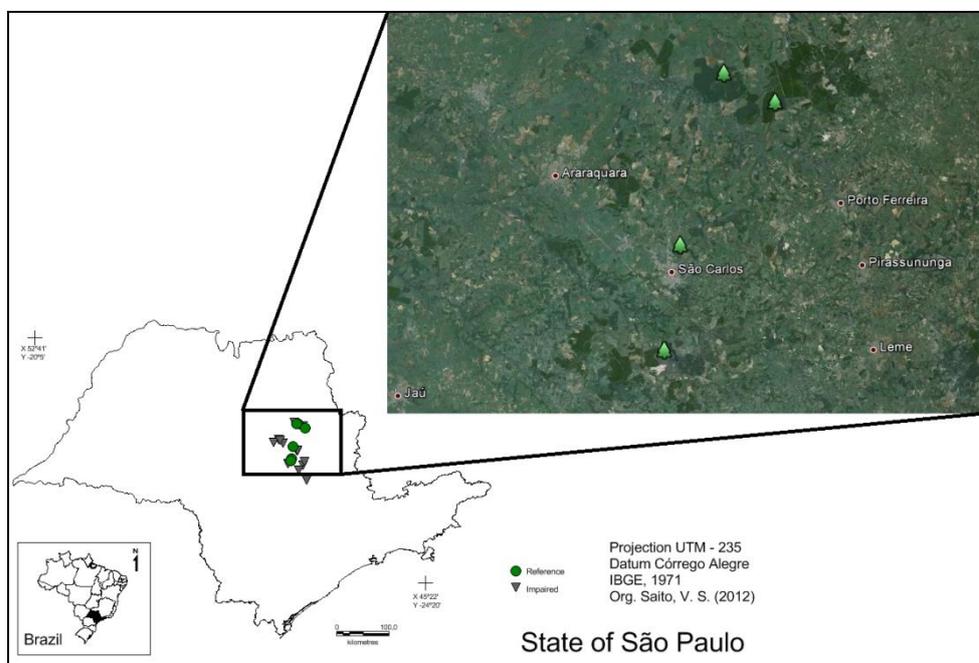


Figura 1. Pontos de coleta de macroinvertebrados e variáveis abióticas em riachos de Cerrado do Estado de São Paulo (Brasil).

Ao todo selecionamos selecionados 21 riachos, sendo sete de cada uso da terra (vegetação de Cerrado, pastagem e cana-de-açúcar).

2.2 Caracterização ambiental e variáveis abióticas

Em cada riacho medimos as variáveis físicas e químicas da água: temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido através do um multissensor YSI, a velocidade superficial da água, através de um flutuador e largura e profundidade média do canal com uma régua graduada. A composição do leito foi estimada visualmente seguindo critérios de Ward (1992). Foram feitas avaliações do grau de antropização dos riachos através da adaptação do Protocolo *Riparian, Channel and Environmental* – RCE

(Petersen Jr. 1992), sendo avaliados o padrão de uso de solo, a vegetação ripária, a composição da vegetação ripícola e as estruturas físicas do canal, com uma pontuação final que indica a qualidade ambiental do riacho.

Os riachos referência tiveram significativamente valores menores de temperatura e condutividade elétrica; maior pontuação no protocolo RCE; os leitos compostos principalmente por areia e parte com rochas expostas e argila, diferindo dos riachos impactados, compostos por leitos argilosos e com parte arenosa (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis abióticas dos riachos de referência e impactados em áreas de Cerrado de São Paulo (Brasil).

Variáveis	conservado		impactado		estatística	
	média	dp	média	dp	F	p
Largura (cm)	153,42	68,76	113,85	54,43	0,46	0,509
Profundidade (cm)	32,08	20,26	53,5	36,37	0,05	0,823
Velocidade (dm/s)	0,05	0,06	0,05	0,02	1,31	0,266
Temperatura (°C)	17,29	2,2	20,03	3,31	12,42	0,0030*
Condutividade (S.m/mm2)	5,8	3,57	45,42	51,22	21,77	0,0001*
pH	6,09	0,6	6,37	1,9	0,264	0,614
OD (mg/L)	6,37	0,7	7,4	1,33	4,011	0,06
RCE	257	9,7	30	23,93	125,1	0,0000*
Seixo (%)	16,71	30,47	7,07	22,71	1,39	0,253
Cascalho (%)	6,71	11,33	2,42	3,05	0,65	0,428
Areia (%)	67,42	32,75	27,07	37,88	6,98	0,016*
Argila (%)	13,14	8,09	67,42	40,87	4,69	0,043*

2.3 Coleta e identificação dos macroinvertebrados

Os macroinvertebrados foram coletados no período de seca nos anos de 2010 e 2011. Selecionamos trechos de 100 m, onde foram tomadas seis unidades amostrais

utilizando-se amostrador tipo Surber de área 30 x 30 cm e rede com abertura da malha de 250 µm, seguindo protocolo estabelecido por Suriano et al. (2010). Além disto, fizemos uma varredura de 30 segundos com rede em D, com o objetivo de amostrar microhabitats de difícil coleta com o amostrador Surber. Todo material foi transportado vivo para o processamento no laboratório.

Os espécimes foram triados vivos sobre bandejas transiluminadas e posteriormente fixados e preservados em etanol à 70%, posteriormente identificados até o menor nível taxonômico possível. Parte do material identificado está depositada na coleção de insetos do Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos do Departamento de Hidrobiologia da UFSCar, São Carlos e parte será depositada na coleção do Museu de Zoologia da USP, São Paulo.

2.4 Seleção de métricas

As métricas escolhidas para serem testadas foram baseadas nos trabalhos de Rosenberg e Resh (1993), Barbour et al. (1996), Tetrtech (2000), Bonada et al. (2006), Hering et al. (2006), Baptista et al. (2007), Oliveira et al. (2008), Suriano et al. (2010), Ferreira et al. (2011) e Couceiro et al. (2012).

As 38 métricas testadas foram separadas em quatro grupos: Medidas de diversidade, composta por métricas de riqueza e abundância; medidas de composição, com métricas de porcentagem relativa entre os diferentes *taxa*; medidas de tolerância, com métricas que diferenciam a tolerância dos grupos taxonômicos ao impacto e medidas funcionais, com métricas que analisam diferenças na composição dos grupos funcionais de alimentação (Tabela 2). A identificação dos grupos funcionais foi baseada em Cummins et al. (2005) e os índices bióticos utilizados foram as adaptações do

BMWP (Biological Monitoring Working Party) de Junqueira e Campos (1998) (BMWP_CET) e de Loyola (2000) (BMWP_IAP).

2.5 Filtros de métricas

As métricas foram testadas quanto a amplitude, sensibilidade ao impacto antrópico, redundância, correlação a variabilidade natural dos riachos e simplicidade (Figura 2), tomando-se como referência os estudos de Barbour et al. (1996), Tetrattech (2000), Klemm et al. (2003), Hering et al. (2006), Baptista et al. (2007), Whittier et al. (2007), Oliveira et al. (2008), Ferreira et al. (2011) e Couceiro et al. (2012).

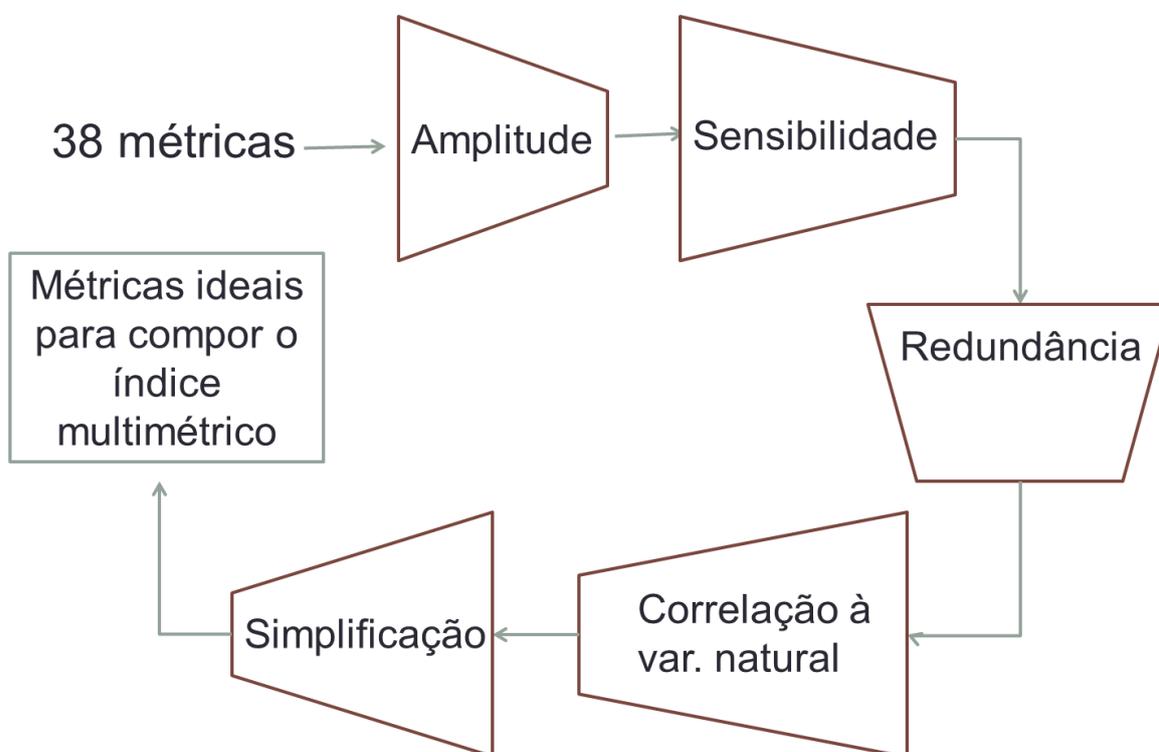


Figura 2. Organograma dos filtros de métricas utilizados para selecionar as métricas ideais para compor o índice multimétrico.

2.5.1 1º filtro: Amplitude da métrica

O primeiro filtro testa a amplitude de métricas calculadas a partir de valores de riqueza e de porcentagem. A amplitude é representada pelos valores entre os quartis de 25% e 75% (Figura 3). As métricas de riqueza com amplitudes inferiores a cinco e de

porcentagem inferiores a 10% foram eliminadas, como proposto por Klemm et al. (2003).

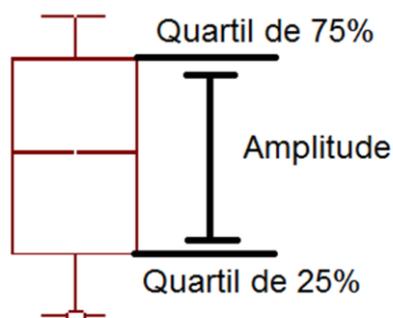


Figura 3. Amplitude representada pelos valores entre os quartis de 25% e 75%.

2.5.2 2º filtro: Sensibilidade da métrica

As métricas aceitas pelo filtro de amplitude foram submetidas ao teste de sensibilidade, sendo analisada a capacidade da métrica de distinguir áreas de referência das áreas impactadas (Barbour et al., 1996). Para isso elaboramos gráficos Box-and-whisker plots e observamos se ocorriam sobreposições entre os inter-quartis. As métricas selecionadas foram aquelas com nenhuma sobreposição entre os quartis de 25 e 75%, ou com pouca sobreposição entre os quartis e nenhuma sobreposição entre os quartis e as medianas. Para confirmar a diferença entre as áreas de referência das áreas impactadas realizamos um teste de Kruskal-Wallis.

2.5.3 3º filtro: Redundância entre métricas

Para testar a redundância entre as métricas utilizamos matrizes de correlação de Spearman, sendo consideradas redundantes as métricas com valores de $R_s > 0,8$ e $p < 0,05$. Das métricas redundantes foram excluídas aquelas com menor valor de H no teste anterior (Kruskal-Wallis), indicando maior sensibilidade da métrica.

2.5.4 4º filtro: Correlação à variabilidade natural dos riachos

Para testar a relação entre as métricas e a variabilidade natural dos riachos fizemos uma matriz de correlação de Spearman com as variáveis: temperatura da água, velocidade superficial da água, largura e profundidade dos riachos. Quando os valores foram superiores a 0,8 ou inferiores a -0,8 e $p > 0,05$ a correlação foi considerada alta e a métrica excluída.

2.5.5 5º filtro: Simplificação

As métricas restantes foram analisadas quanto à dificuldade de identificação e similaridade no cálculo da métrica e em casos justificáveis excluídas.

2.6 Padronização das métricas

O método de pontuação foi contínuo, baseado no índice para riachos da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) (Tetratech 2000).

Cada métrica foi escalonada em valores de 0 a 100, com limite superior (valor 100), sendo representado pelo valor superior do quartil de 95% de variação utilizando todos os pontos de coleta e limite inferior igual a 0.

Para o cálculo do valor da métrica foi utilizado a seguinte fórmula:

$$\text{Valor da métrica} = \frac{\text{valor observado} \times 100}{95\% \text{ valor superior}}$$

Valor observado = valor da métrica em um riacho

95% valor superior = valor superior da métrica utilizando 95% da variação

Nesse caso a normalização entre as métricas ocorre na própria equação, gerando valores padronizados de 0 a 100.

O valor final do índice é a soma do número final de métricas multiplicado por 100, esse valor final é subdividido em cinco classes de tamanhos iguais e que indicariam os diferentes níveis de qualidade: ótima, boa, regular, ruim e péssima.

3. Resultados

Coletamos 8638 espécimes de macroinvertebrados identificados em 199 taxa. Em média, nas áreas de referência a riqueza de *taxa* foi de 41 e a abundância de 312 indivíduos, enquanto nos locais impactados a riqueza foi de 34 *taxa* com 460 indivíduos.

No filtro de amplitude as métricas de riqueza individuais para famílias e gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Coleoptera foram retidas, assim como as métricas de porcentagem %_P, %_C e %_shred (Tabela 2).

O filtro de sensibilidade reteve as métricas S_g, S_Chiro, Abund, %_Chiro, Bae/Eph, %_col, %_fil e %_pre no teste de Box-and-whisker plots (Figura 4, Figura 5) e a métrica %_E no teste de Kruskal-Wallis (Tabela 2).

Tabela 2. Métricas testadas e o resultado dos filtros de amplitude e de sensibilidade ao impacto antrópico. * = não testada.

Métrica	amplitude			Sensibilidade	Kruskal-Wallis		
			Validação	box-and-whisker plots	H	p	Validação
Medidas de diversidade							
Riqueza de famílias	S_f	8	sim	sim	4,26	0,03	sim
Riqueza de gêneros	S_g	17	sim	não			
Riqueza de gêneros - Chironomidae	S_g-Ch	9	sim	sim	4,85	0,02	sim
Riqueza de famílias EPT	S_fEPT	5	sim	sim	11,62	0,0006	sim
Riqueza de gêneros EPT	S_gEPT	12	sim	sim	10,90	0,001	sim
Riqueza de famílias EPTC	S_fEPTC	6	sim	sim	9,70	0,001	sim
Riqueza de gêneros EPTC	S_gEPTC	10	sim	sim	9,44	0,002	sim
Riqueza de famílias Ephemeroptera	S_fE	1	não	x			
Riqueza de famílias Plecoptera	S_fP	2	não	x			
Riqueza de famílias Trichoptera	S_fT	3	não	x			
Riqueza de famílias Coleoptera	S_fC	1	não	x			
Riqueza de gêneros Ephemeroptera	S_gE	2	não	x			
Riqueza de gêneros Plecoptera	S_gP	2	não	x			
Riqueza de gêneros Trichoptera	S_gT	4	não	x			
Riqueza de gêneros Coleoptera	S_gC	3	não	x			
Riqueza de gêneros Chironomidae	S_Chiro	8	sim	não			
Diversidade Shannon (famílias)	H'_f	*		sim	9,35	0,002	sim
Diversidade Shannon (gêneros)	H'_g	*		sim	5,69	0,010	sim
Medidas de composição							

Abundância	Abund	*		não				
porcentagem de EPT	%_EPT	44,05	sim	sim	6,82	0,009	sim	
porcentagem de EPTC	%_EPTC	48,91	sim	sim	6,43	0,011	sim	
porcentagem de Ephemeroptera	%_E	11,32	sim	não				
porcentagem de Plecoptera	%_P	2,3	não	x				
porcentagem de Trichoptera	%_T	15,05	sim	sim	6,90	0,008	sim	
porcentagem de Coleoptera	%_C	4,28	não	x				
porcentagem de Chironomidae	%_Chiro	41,73	sim	não				
Medidas de tolerância								
EPT/Chironomidae	EPT/Chiro	*		sim	4,68	0,035	sim	
EPTC/Chironomidae	EPTC/Chiro	*		sim	4,36	0,034	sim	
Baetidae/Ephemeroptera	Bae/Eph	*		não				
BMWP IAP	BMWP_IAP	*		sim	8,25	0,004	sim	
BMWP CET	BMWP_CET	*		sim	6,63	0,013	sim	
Medidas funcionais								
porcentagem de coletores	%_col	39,5	sim	não				não
porcentagem de filtradores	%_fil	17,52	sim	não				
porcentagem de raspadores	%_scra	11,75	sim	sim	6,43	0,016	sim	
porcentagem de predadores	%_pre	18,4	sim	não				
porcentagem de fragmentadores	%_shre	1,6	não	x				
[rasp+col-filt]/[fra+col-cat]	SF/SC	*		sim	5,69	0,017	sim	
rasp/(frag+col)	S/SC	*		sim	6,81	0,009	sim	

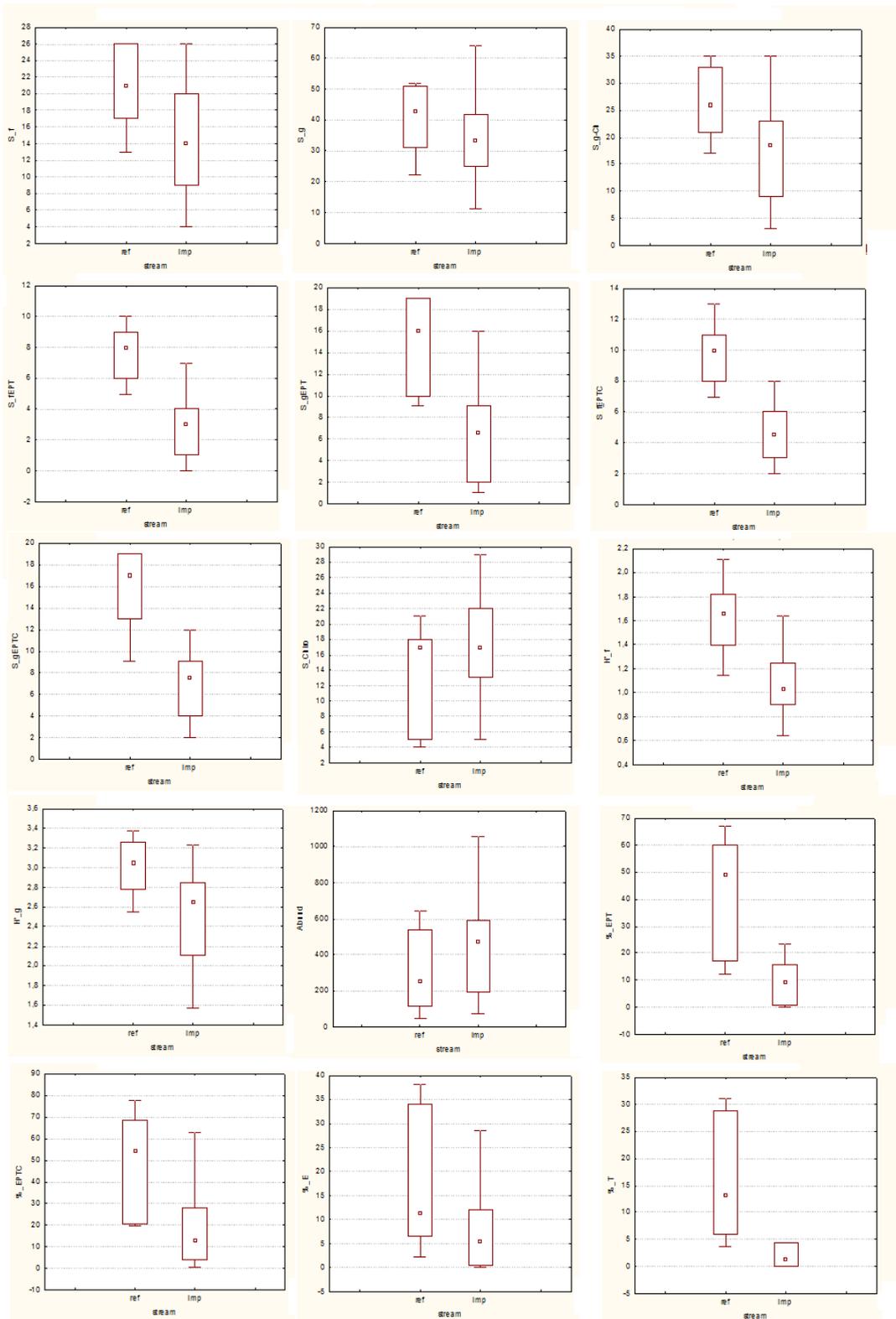


Figura 4. Box-and-whiskers plots das métricas testadas no teste de sensibilidade. S_f = riqueza de famílias, S_g = riqueza de gêneros, S_{g-Ch} = riqueza de gêneros - Chironomidae, S_{fEPT} =EPT riqueza de famílias, S_{gEPT} =EPT riqueza de gêneros, S_{fEPTC} =EPTC riqueza de famílias, S_{gEPTC} =EPTC riqueza de gêneros, S_{Chro} =Chironomidae riqueza de gêneros, H'_f =Diversidade Shannon para famílias, H'_g =Diversidade Shannon para gêneros, Abund =Abundância, %_{EPT} =Porcentagem de EPT, %_{EPTC} =Porcentagem de EPTC, %_E =Porcentagem de Ephemeroptera, %_T =Porcentagem de Trichoptera.

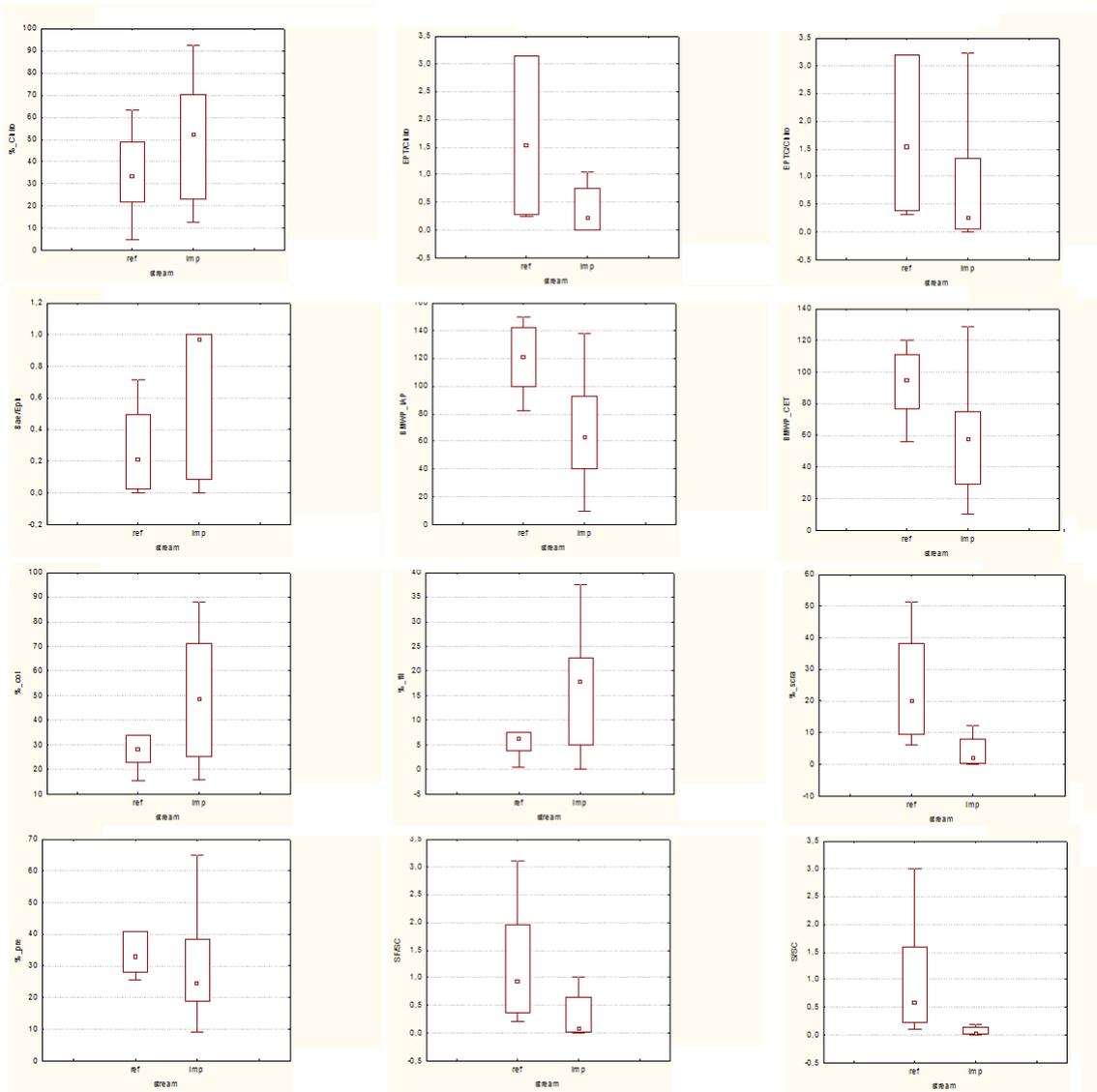


Figura 5. Box-and-whiskers plots das métricas testadas para sensibilidade. %_Chiro =Porcentagem de Chironomidae, EPT/Chiro =indivíduos de EPT /Chironomidae, EPTC/Chiro =indivíduos de EPTC /Chironomidae, Bae/Eph = indivíduos de Baetidae /Ephemeroptera, BMWP_IAP =BMWP modificado de Loyola et al. (2000), BMWP_CET =BMWP modificado de Junquiera & Campos (1998), %_col =Porcentagem de coletores, %_fil =Porcentagem de filtradores, %_scra =Porcentagem de raspadores, %_pred =Porcentagem de predadores, SF/SC =Raspadores + filtradores/fragmentadores + coletores, S/SC =Raspadores/fragmentadores + coletores.

Dentre as medidas de riqueza, as S_f , S_{g-Ch} , S_{fEPT} , S_{fEPTC} , S_{gEPT} e S_{gEPTC} mostraram alto valor de correlação, indicando redundância entre as métricas, nesse caso mantivemos a métrica S_{fEPT} (Tabela 3). Nas medidas de composição as métricas %_EPT, %_EPTC e %_T também foram redundantes e apenas a última foi selecionada. Já nas medidas de tolerância a métrica BMWP_IAP foi selecionada em

detrimento da métrica BMWP_CET. Para as medidas funcionais as métricas %_scra, SF/SC e S/SC foram redundantes e S/SC foi mantida.

Tabela 3. Matriz de correlação para o teste de redundância entre as métricas de um mesmo grupo de medidas.

Matriz de correlação (p<0,05)															
	S_f	S_g-Ch	S_fEPT	S_gEPT	S_fEPTC	S_gEPTC	H'_f	H'_g	EPT/Chiro	EPTC/Chiro	BMWP_IAP	BMWP_COT	%_scra	SF/SC	S/SC
S_f	1,00	0,93	0,84	0,75	0,85	0,79	0,49	0,76							
S_g-Ch	0,93	1,00	0,81	0,84	0,82	0,85	0,55	0,76							
S_fEPT	0,84	0,81	1,00	0,92	0,94	0,90	0,63	0,68							
S_gEPT	0,75	0,84	0,92	1,00	0,91	0,98	0,71	0,62							
S_fEPTC	0,85	0,82	0,94	0,91	1,00	0,93	0,69	0,66							
S_gEPTC	0,79	0,85	0,90	0,98	0,93	1,00	0,72	0,63							
H'_f	0,49	0,55	0,63	0,71	0,69	0,72	1,00	0,69							
H'_g	0,76	0,76	0,68	0,62	0,66	0,63	0,69	1,00							
EPT/Chiro									1,00	0,97	0,22	0,25			
EPTC/Chiro									0,97	1,00	0,17	0,20			
BMWP_IAP									0,22	0,17	1,00	0,96			
BMWP_COT									0,25	0,20	0,96	1,00			
%_scra													1,00	0,93	0,95
SF/SC													0,93	1,00	0,96
S/SC													0,95	0,96	1,00

Nenhuma das métricas restantes apresentaram elevado valor de correlação à variabilidade física natural dos riachos, portanto todas foram mantidas (Tabela 4).

Tabela 4. Matriz de correlação para o teste da relação entre as métricas e a variabilidade natural dos riachos.

	S_fEPT	H'_f	%_T	EPT/Chiro	BMWP_IAP
Largura	0,23	0,04	-0,05	0,02	0,35
Profundidade	-0,10	-0,02	-0,25	-0,26	-0,07
Velocidade	-0,02	0,00	-0,23	-0,22	-0,05
Temperatura	-0,16	-0,17	-0,28	-0,15	-0,13

No último filtro, com o objetivo de simplificar o índice foi excluída a métrica H'_g. Apesar de passar por todos os filtros, nós decidimos por excluir a métrica de grupos funcionais S/SC, uma vez que falta conhecimento biológico para a classificação das espécies brasileiras.

Com isso as métricas aprovadas para formar o índice multimétrico foram: S_fEPT, H'_f, %_T, EPT/Chiro e BMWP_IAP. O índice multimétrico desenvolvido e proposto (Tabela 5) possui uma pontuação que varia de 0 a 500 e uma divisão em cinco classes: ótima (pontuação >400), boa (pontuação >399, <300), regular (pontuação >299, <200), ruim (pontuação >100, <199) e péssima (pontuação <99).

Tabela 5. Índice multimétrico e método de classificação de riachos de Cerrado do Estado de São Paulo.

Métrica	Valor da métrica
S_fEPT	observadox100/10
H'_f	observadox100/2,11
%_T	observadox100/31
EPT/Chiro	observadox100/13
BMWP_IAP	observadox100/142

Classificação final	
>400	Ótimo
<399>300	Bom
<299>200	Regular
<199>100	Pobre
<100	Ruim

4. Discussão

Os filtros testados resultaram em uma seleção de métricas que atingiram o objetivo e responderam ao impacto antrópico analisado. Os filtros e métricas também contemplaram as diferentes características da comunidade (estrutura, diversidade e composição), além de ser simples e de fácil mensuração.

Os filtros de amplitude, sensibilidade e redundância tiveram bom rendimento, excluindo as métricas inadequadas e redundantes para as características avaliadas. A amplitude de uma métrica indica quanto ela pode variar frente a diferentes níveis de impacto. Métricas com pouca amplitude possuem baixa capacidade de responder de

forma gradativa aos impactos, dificultando a análise de áreas com níveis intermediários de influência antrópica (Oliveira et al., 2008).

A análise de Box-whiskers plots é um dos métodos mais utilizados para separar áreas de referência daquelas impactadas (Barbour et al., 1996), tendo sido utilizada em diversos trabalhos recentes no Brasil (Baptista et al., 2007, Ferreira et al., 2011, Couceiro et al., 2012). As vantagens deste teste são a possibilidade de visualizar graficamente a resposta e o comportamento de cada métrica e a capacidade de identificar valores extremos discrepantes (Barbour et al., 1996, Oliveira et al., 2008).

Nesta análise, o fato da métrica %_Chiro não ter distinguido de forma satisfatória os pontos de referência dos impactados indica particularidades na fauna da região. A exclusão desta métrica demonstra que os índices possuem aplicação apenas para as áreas onde foram desenvolvidas, pois diferente do nosso caso, outros índices multimétricos consideram a proporção de Chironomidae uma métrica ideal (Baptista et al., 2011, Ferreira et al., 2011).

O teste de redundância tem como objetivo simplificar o índice, excluindo as métricas que respondem de forma similar (Hering et al., 2006, Whittier et al., 2007, Oliveira et al., 2008). Entre as medidas de composição %_T foi redundante e mais sensível que %_EPT e isto deve-se a elevada abundância de família Baetidae (Ephemeroptera). Esta família pode ter elevada abundância em sistemas com entrada de matéria orgânica (Buss et al., 2002), o que aumentaria os valores de %_EPT, reduzindo a eficiência desta métrica em separar as áreas de referência das impactadas.

Para os índices bióticos, a maior sensibilidade da métrica BMWP_IAP, pode ter ocorrido porque a adaptação para o índice do Instituto Ambiental do Paraná inclui mais famílias do que o trabalho de Junqueira e Campos (1998). Apesar de ambos os índices

responderem bem aos testes, indicamos a necessidade do desenvolvimento de um índice biótico próprio para riachos de Cerrado, uma vez que constatamos que várias famílias não foram pontuadas em nenhum dos dois índices.

Apesar do filtro de correlação à variabilidade física natural dos riachos não ter excluído nenhuma métrica, ela não deve ser ignorada. A abundância e presença de alguns *taxa* estão relacionados a variáveis abióticas do canal, como a velocidade da água com a abundância de filtradores (larvas de Simuliidae) (Santos Jr. et al., 2007, Figueiró et al., 2012) e a largura do canal com a riqueza de grupos de peixes (McCormick et al., 2001) e em ambos os casos essas métricas devem ser excluídas porque as respostas encontradas não seriam decorrentes dos impactos antrópicos (Oliveira et al., 2008).

A exclusão da métrica H'_g na fase de simplificação é justificada por ser a única métrica que necessitaria de identificação em nível de gênero e como a métrica H'_f também passou por todos os testes, decidimos manter apenas esta. Diversos autores têm indicado que avaliações ambientais feitas com identificação em nível de família geram resultados confiáveis com custo menor, sendo mais adequado para programas de biomonitoramento (Chessman et al., 2007, Buss e Vitorino, 2010).

A métrica S/SC passou por todos os filtros mas nós decidimos por excluí-la. Apesar de alguns estudos em ambientes tropicais utilizarem métricas de grupos funcionais de alimentação em seus índices (Ferreira et al., 2011, Couceiro et al., 2012) muitos autores indicam que tal classificação para macroinvertebrados nos Trópicos é falha (Palmer et al., 1996, Tomanova et al., 2006, Moya et al., 2007, Suriano et al., 2010), pois muitos grupos são generalistas e existe uma defasagem no conhecimento biológico das nossas espécies. Padrões de grupos funcionais propostos para regiões

temperadas seguindo o “River Continuum Concept” (Vannote et al., 1980) não se aplicam na região tropical (Wantzen e Wagner, 2006, Suriano et al., 2010, Ferreira et al., 2011) diminuindo o poder preditivo de uma métrica baseada em grupos funcionais.

De acordo com Cummins et al. (2005) a métrica S/SC (raspadores/fragmentadores+coletores) é uma forma de mensurar o balanço entre a autotrofia e a heterotrofia da cadeia alimentar de um riacho. Os autores indicam que os raspadores são relacionados com o crescimento de algas e plantas vasculares, enquanto que os fragmentadores e os coletores estão associados à entrada e decomposição de folhas da vegetação ripária. O problema em se aplicar essa métrica é a confiabilidade dos grupos funcionais incluídos.

A métrica S/SC usa em seu cálculo a abundância de coletores, que tem como principal grupo os quironomídeos. O problema está na generalização da família como um grupo coletor, pois sabe-se que esta é muito diversa e tem diferentes formas de se alimentar, com onívoros generalistas de dietas com baixa seletividade (Cummins e Klug, 1979, Nessimian e Sanseverino, 1998, Henriques-Oliveira et al., 2003), mas também com espécies de forrageamento especializado como *Rheotanytarsus*, usualmente filtradores e *Stenochironomus*, com hábito de minador de folhas (Trivinho-Strixino e Strixino, 1993). No grupo generalista podemos mencionar Tanyptodinae, usualmente classificado como predador mas que possui espécies que se alimentam de detritos (Correia e Trivinho-Strixino, 1998, Trivinho-Strixino, 2011).

Outro grupo funcional usado nessa métrica são os raspadores e o problema neste grupo foi a elevada abundância de Leptophlebiidae (Ephemeroptera) e Odontoceridae (Trichoptera) em riachos de referência. Estudos específicos indicam que os gêneros de Leptophlebiidae possuem várias formas de forragear, atuando como coletores,

filtradores ou pastadores (Baptista et al., 2006), portanto a simples classificação de Cummins et al. (2005) em raspadores deve ser revista. Similarmente é o que ocorreu com Odontoceridae, pois estudos indicam que as larvas desta família são oportunistas generalistas, se alimentando de detritos, algas, plantas vasculares e também predando pequenos artrópodes (Flint Jr., 1983, Holzenthal et al., 2007).

O último grupo funcional da métrica S/SC são os fragmentadores, representados em maior abundância no nosso trabalho pelas famílias Gripopterygidae (Plecoptera) e Calamoceratidae (Trichoptera). Yule (1983) analisando o conteúdo estomacal de seis gêneros de Gripopterygidae observou que a maior parte da alimentação era composta por matéria fina particulada, seguida por diatomáceas e o material vegetal, característico dos fragmentadores foi apenas o terceiro item. Outros autores também observaram que a dieta de outros gêneros desta família possuem uma alimentação baseada em algas e alguns gêneros são apenas fragmentadores facultativos (Villanueva e Albariño, 1999, Albariño e Villanueva, 2006). Já os Calamoceratidae parecem realmente se enquadrar e se alimentar majoritariamente de tecidos vegetais (Flint Jr., 1983, Holzenthal et al., 2007). Um grupo conhecido por ser fragmentador e não contabilizado são os *Stenochironomus* (Trivinho-Strixino, 2011), como a separação de Cummins et al. (2005) é feita em família, os indivíduos desse gênero são contabilizados junto aos outros Chironomidae.

A exclusão das métricas de grupos funcionais de alimentação não inviabiliza o índice proposto, uma vez que as informações sobre o aumento na abundância de Leptophlebiidae e Odontoceridae em riachos de referência e de Chironomidae em riachos impactados são registrados na métrica EPT/Chiro, selecionada para compor o nosso índice.

Muitos índices multimétricos propostos recentemente utilizam a padronização contínua das métricas (McCormick et al., 2001, Klemm et al., 2003, Hering et al., 2006, Whittier et al., 2007) tendo sido indicada como a mais adequada por Blocksom et al. (2003). Essa padronização usa como valor máximo da métrica o valor do quartil de 95% eliminando valores extremos e utiliza os valores das áreas de referência e também das impactadas no cálculo dos escores provendo maior estabilidade e sensibilidade ao índice (Blocksom et al 2003).

O grupo de métricas selecionadas para o índice proposto possui algumas semelhanças com aquelas utilizadas em outros trabalhos de seleção de métricas no Brasil (Silveira et al., 2005, Baptista et al., 2007, Suriano et al., 2010, Ferreira et al., 2011, Couceiro et al., 2012), o que era de se esperar, levando-se em conta que algumas métricas parecem ter uma aplicação em muitas regiões do mundo (e.g. H'_f , S_{fEPT}) (Barbour et al., 1996, Tetrattech 2000.) Apesar dessas semelhanças, nota-se que o índice desenvolvido possui um conjunto único de métricas, o que corrobora a premissa da aplicação regional de índices multimétricos, considerando que diferentes ecoregiões possuem faunas com composição e estrutura características, é esperado que as respostas das métricas sejam diferenciadas (Silveira et al., 2005, Bonada et al., 2006, Oliveira et al., 2008).

5. Conclusão

O índice multimétrico desenvolvido utiliza métricas com baixa resolução taxonômica e responde adequadamente ao impacto ambiental, mostrando um elevado potencial de aplicação em programas de biomonitoramento na região. Porém, outros trabalhos que incluam diferentes tipos de impactos antrópicos, assim como outros sistemas aquáticos são necessários para melhorar o biomonitoramento e

consequentemente o gerenciamento dos recursos hídricos nas áreas de Cerrado de São Paulo.

Referências

- Albariño, R. J., Villanueva, V. D. 2006. Feeding Ecology of Two Plecopterans in Low Order Andean-Patagonian streams. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 91, 122-135.
- Baptista, D. F., 2008. Uso de Macroinvertebrados em Procedimentos de Biomonitoramento em Ecossistemas Aquáticos. *Oecologia Bras.* 12, 425-441.
- Baptista, D.F., Buss, D.F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M.P., Nessimian, J.L., 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575, 83–94.
- Baptista, D.F., Buss, D.F., Dias, L.G., Nessimian, J.L., Da Silva, E.R., De Moraes Neto, a. H. a., de Carvalho, S.N., De Oliveira, M. a., Andrade, L.R., 2006. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs : ultrastructure of mouthparts. *Annales de Limnologie - Ann. Limnol-Int. J. Lim.* 42, 87–96.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Griffith, G.E., Frydenbourg, R., McCarron, E., White, J.S., Bastian, M.L., 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15, 185–211.
- Bailey, R. C., Norris, R. H., Reynoldson, T. B., 2004. *Bioassessment of Freshwater Ecosystems: Using the Reference Condition Approach.* Kluwer Academic Publishers, New York.
- Blocksom, K. A., 2003. A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic highlands streams. *Environ. Manage.* 31, 670–82.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51, 495–523.
- Buss, D.F., Baptista, F., Silveira, M.P., Nessimian, J.L., Dorvillé, 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.
- Buss, D.F., Vitorino, A.S., 2010. Rapid Bioassessment Protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil: evaluation of taxonomic sufficiency. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29, 562–571.
- Chessman, B., Williams, S., Besley, C., Williams, S., 2007. Bioassessment of streams with macroinvertebrates : effect of sampled habitat and taxonomic resolution *J. N. Am. Benthol. Soc.* 26, 546–565.

- Correia L.C.S., Trivinho-Strixino S., 1998. Macroinvertebrados da rizosfera de *Scirpus cubensis* na lagoa do Infernã (Estação Ecológica de Jataí - SP): estrutura e função. *Acta Limnol. Bras.* 10, 37–47.
- Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Forsberg, B.R., Pimentel, T.P., Luz, S.L.B., 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecol. Indic.* 18, 118–125.
- Cummins, K.W., Klug, M.J., 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 10, 147–172.
- Cummins K.W., Merritt R.W., Andrade P., 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna E.* 40, 69–89.
- Durigan, G., Siqueira, M.F.D., Antonio, G., Correa, D., 2007. Threats to the cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. *Sci. Agri.* 64, 355–363.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Community.*
- Ferreira, W.R., Paiva, L.T., Callisto, M., 2011. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. *Braz. J. Biol.* 71, 15–25.
- Figueiró, R., Gil-Azevedo, L.H., Maia-Herzog, M., Monteiro, R.F., 2012. Diversity and microdistribution of black fly (Diptera: Simuliidae) assemblages in the tropical savanna streams of the Brazilian cerrado. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 107, 362–369.
- Flint Jr., O. S. 1983. Studies of Neotropical caddisflies, XXXIII: new species from austral South America (Trichoptera). *Smith. Contr. Zoo.* 377, 1–100.
- Henriques-Oliveira, A.L., Nessimian, J.L., Dorvillé, L.F., 2003. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Braz. J. Biol.* 63, 269–81.
- Hering, D., Feld, C.K., Moog, O., Ofenböck, T., 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566, 311–324.
- Holzenthal, R.W., Blahnik, R.J., Prather, A.L., Kjer, K.M., 2007. Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies. *Zootaxa* 698, 639–698.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2011. Anuário estatístico do Brasil. Rio de Janeiro: Ministério do Orçamento e Planejamento.
- 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 Limnol. Bras.* 10, 125–135.

- Klemm, D.J., Blocksom, K. a, Fulk, F. a, Herlihy, A.T., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Peck, D.V., Stoddard, J.L., Thoeny, W.T., Griffith, M.B., Davis, W.S., 2003. Development and evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Integrity Index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands Streams. *Environ.Manage.* 31, 656–69.
- Loyola, R.G.N., 2000. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros de Conservação*. ACIESP, São Paulo, 46-52.
- McCormick, F.H., Hughes, R.H., Kaufmann, P.R., Peck, D.V., Stoddard, J.L., Herlihy, A.T., 2001. Development of an index of biotic integrity for the Mid-Atlantic Highlands Region. *Tran. Am. Fish. Soc.* 130, 857–877.
- Moya, N., Tomanova, S., Oberdorff, T., 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* 589, 107–116.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nessimian, J. L., Sanseverino, A. M., 1998. Trophic functional categorization of the chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) in a first-order stream at the mountain region of Rio de Janeiro State, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26, 2115-2119.
- Oliveira, R.B.S., Castro, C.M., Baptista, D.F., 2008. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Bras.* 12, 487–505.
- Palmer, C.G., Maart, B., Palmer, A.R., Keefe, J.H.O., 1996. An assessment of macroinvertebrate functional feeding groups as water quality indicators in the Buffalo River, eastern Cape Province, South Africa. *Hydrobiologia* 318, 153–164.
- Petersen, R. C., 1992. The RCE: A Riparian, Channel, and Environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwat. Biol.* 27, 295–306
- Rosenberg, D. M., Resh, V. H. (eds), 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 488 pp.
- Santos Jr, J.E., Strieder, M.N., Fiorentin, G.L., Neiss, U.G., 2007. Velocidade da água e a distribuição de larvas e pupas de *Chirostilbia pertinax* (Kollar) (Diptera, Simuliidae) e macroinvertebrados associados. *Rev. Bras. Entomol.* 51, 62-66.
- Silva, J.M.C., Bates, J.M., 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a Tropical Savanna Hotspot. *BioScience* 52, 225-233.
- Silveira, M.P., Baptista, D.F., Buss, D.F., Nessimian, J.L., Egler, M., 2005. Integrity Assessment in South-East Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 101, 117–128.

- Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K., Norris, R.H., 2006. Setting expectations for the Ecological condition of streams: the concept for reference condition. *Ecol. Appl.* 16, 1267-1276.
- Suriano, M.T., Fonseca-Gessner, A.A, Roque, F.O., Froehlich, C.G., 2010. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 175, 87–101.
- Tetratech. 2000. A Stream Condition Index for West Virginia Wadeable Streams. Unpublished report.. U.S. EPA Region 3 Environmental Services Division and Office of Water, Wheeling, WV. <http://www.dep.state.wv.us> (accessed 10.08.12)
- Tomanova, S., Goitia, E., Helešić, J., 2006. Trophic Levels and Functional Feeding Groups of Macroinvertebrates in Neotropical Streams. *Hydrobiologia* 556, 251–264.
- Trivinho-Strixino, S., Strixino, G., 1993. Estrutura de comunidades de insetos aquáticos associados à *Pontederia lanceolata* Nuttall. *Rev. Brasil. Biol.* 53, 103-111
- Trivinho-Strixino, S., 2011. Larvas de Chironomidae. Guia de Identificação. São Carlos. Departamento Hidrobiologia.Laboratório de Entomologia Aquática/UFSCAR, pp. 371.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130–137.
- Villanueva, V. D., Albariño, R. J. 1999. Feeding habit of *Notoperla archiplatae* (Plecoptera) larvae in a North Patagonia Andean stream, Argentina. *Hydrobiologia* 412, 43-52.
- Wantzen, K.M., 2003. Cerrado streams—characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the Tertiary Shields of Central South America. *Amazoniana* 17, 485-502.
- Wantzen, K.M., Wagner, R., 2006. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical – temperate comparison. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25, 216–232.
- Ward, J. V., 1992. Aquatic insect ecology. New York, Wiley.
- Whittier, T.R., Hughes, R.M., Stoddard, J.L., Lomnický, G.A., Peck, D.V., Herlihy A.T., 2007. A structured approach for developing indices of biotic integrity: Three examples from streams and rivers in the western USA. *T. Am. Fish. Soc.* 136, 718-735.
- Yule, C. 1986. Comparison of the Dietary Habits of Six Species of *Dinotoperla* (Plecoptera : Gripopterygidae) in Victoria. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 37, 121-127.

Considerações finais

A região de estudo encontra-se em um mosaico de áreas impactadas com diferentes usos da terra e esses impactos ambientais claramente alcançaram os corpos d'água e alteraram as comunidades aquáticas da região. Observamos que os usos da terra, pastagem e monocultura de cana-de-açúcar modificam de formas diferentes as comunidades de macroinvertebrados. O componente espacial puro não foi influente na estruturação das comunidades, diferindo dos fatores determinísticos locais, que explicaram grande parte da variação taxonômica, encaixando a metacomunidade estudada no modelo de sorteamento de espécies.

O índice multimétrico desenvolvido utiliza métricas com identificação dos organismos em nível de família, com boa resposta aos impactos ambientais e que contemplam diferentes características das comunidades, mostrando um elevado potencial de aplicação na região.

Apesar desta dissertação propor um índice multimétrico, diversos estudos ainda devem ser desenvolvidos para analisar algumas características importantes que possam afetar os resultados. Essas características são:

- Estabilidade estrutural das comunidades ao longo do tempo.
- Resposta das comunidades frente a variações climáticas.
- Limites das comunidades entre as ecoregiões de Cerrado, Mata Semi-Decídua e Mata-Ombrófila.
- Importância do componente histórico: filogenética de metacomunidades.

Nos últimos anos muitos grupos de pesquisa no Brasil estão utilizando os macroinvertebrados e confirmam a possibilidade de serem utilizados pelos órgãos governamentais responsáveis de realizarem o monitoramento ambiental. Ainda assim,

um país megadiverso e com tantas formações vegetais como o nosso ainda carece de muito incentivo para a aplicação desse conhecimento.

Concluindo o trabalho, considero que os macroinvertebrados aquáticos podem ser uma forte ferramenta de monitoramento dos impactos antrópicos e que com vontade política integrada ao desenvolvimento da ciência os estudos deste grupo podem ser aplicados ao licenciamento ambiental, à restauração ambiental e ao monitoramento da poluição industrial e agrícola.