

LEANDRO SCHLEMMER BRASIL

RELAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DE EPHEMEROPTERA (INSECTA) COM
VARIÇÕES AMBIENTAIS EM SISTEMAS LÓTICOS TROPICAIS, BRASIL

Dissertação, apresentada a Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte dos requisitos do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Dr^a Helena Soares Ramos Cabette



UNEMAT
Universidade do Estado de Mato Grosso

Nova Xavantina
Fevereiro, 2014

LEANDRO SCHLEMMER BRASIL

Relação temporal e espacial de Ephemeroptera (Insecta) com variações ambientais em sistemas lóticos tropicais, Brasil

Dissertação julgada e aprovada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação pela Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil.

Nova Xavantina, 21 de fevereiro de 2014.

Banca examinadora

Profa. Dra. Helena Soares Ramos Cabette
Universidade do Estado de Mato Grosso
(Orientadora)

Prof. Dr. Leandro Juen
Universidade Federal do Pará
(membro interno)

Prof. Dr. Victor Lemes Landeiro
Universidade Federal de Mato Grosso
(membro externo)

Profa. Dr. Joana Darc Batista
Universidade do Estado de Mato Grosso
(suplente)

Nova Xavantina, MT
Fevereiro, 2014

Walter Clayton de Oliveira CRB1-2049

Brasil, Leandro Schlemmer.

B8233r Relação temporal e espacial de Ephemeroptera (Insecta) com variações ambientais em sistemas lóticos tropicais, Brasil / Leandro Schlemmer Brasil. – Nova Xavantina, 2014.

77 f. ; 30 cm. II.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, 2014.

Bibliografia: 68 f. – 73 f.

Orientador: Helena Soares Ramos Cabette

1. Insetos aquáticos. 2. Leptophlebiidae. 3. Variações ambientais. 4. Cerrado I. Autor. II. Título.

CDU 595.71(213.54:81)

*Dedico a Helena S. R. Cabette e a todos os pesquisadores
que enfrentaram os rincões mais longínquos do Brasil,
formando pessoas, produzindo conhecimento
e mudando histórias de vida.*

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a minha família que é meu esteio, que me proporcionaram estabilidade emocional e financeira em toda minha caminhada. Obrigado mãe (Ivanir S. Brasil), pai (Sadi Dorneles Brasil), e irmão (F. Marcelo Brasil) companheiros de todas as horas e ao meu sobrinho Vitor Hugo que representa a renovação de nossa família, e motivou a todos nós sermos pessoas melhores, buscando um mundo mais justo para as próximas gerações.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação – UNEMAT: Beatriz S. Marimon, Ben Hur Marimon Junior, Cesar Henrique de Melo, Eddie Lenza, Leandro Juen, Pedro V. Eisenlohr, Teresa Cristina Anacleto. Sou grato por todos os direcionamentos aos quais vocês levaram a minha formação. Separadamente ressalto a professora Beatriz S. Marimon como parte importante da criação de toda a estrutura institucional que proporcionou o estabelecimento desse programa de Mestrado aqui no interior do estado (sinta-se homenageada na dedicatória, pagina anterior). E também sou grato ao *fessor* Eddie muito competente e amigo de todas as horas.

Em especial, agradeço aos professores e hoje amigos que me inseriram no mundo da pesquisa, Helena Soares Ramos Cabette que é minha mentora desde os tempos de iniciação científica do primeiro semestre da graduação, assim como à Joana Darc Batista, Karina Dias da Silva e Leandro Juen, todos extremamente importantes ao longo dessa caminhada.

Sou grato à todos os componentes atuais e antigos do Laboratório de Entomologia Aquática da UNEMAT-NX que construíram e/ou mantem uma estrutura que possibilita a execução de trabalhos com essa magnitude. Acredito que isso só é possível pelo profissionalismo, companheirismo e espirito de equipe que aqui perdura desde o início com Helena, Joana, Leandro e tantos outros.

Destaco meus agradecimentos também aos pesquisadores que trabalharam com a coleção de Ephemeroptera, inicialmente Joana D. Batista e posteriormente Danielle Pereira de Sousa, Yulie Shimano, Mariana G. Pavan, Hilton Marcelo de Lima Souza e Andrezza S.V. Hirota, todos amparados taxonomicamente pelos ensinamentos do excepcional professor Frederico Falcão Salles. Sem esse trabalho contínuo nada disso seria possível.

A todos os meus colegas de Mestrado aos quais destaco especialmente o Josias Oliveira dos Santos, Nubia F. S. Giehl e Marco Bruno Xavier Valadão por terem, junto comigo, formado um grupo de pesquisa multidisciplinar paralelo a nossas atividades acadêmicas que veem nos rendendo bons frutos, grandes amigos e parceiros, que tenho certeza que serão também grandes pesquisadores em um futuro próximo.

Agradeço de forma geral à todos os outros amigos que me apoiaram de uma forma ou de outra nessa caminhada. São tantos que optei por não individualiza-los, porém, especialmente abrirei um parêntese à Uly M. Pozzobom, que nos últimos meses foi de extrema importância em minha vida, na nova empreitada que tenho enfrentado como professor da UNEMAT em Diamantino-MT.

OBRIGADO A TODOS !!!!!!!!!!!

Sumário

RESUMO GERAL	9
GENERAL ABSTRACT	10
INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	13
FORMATAÇÃO	16
CAPÍTULO I	17
RESUMO	18
ABSTRACT	19
INTRODUÇÃO	20
MATERIAL E MÉTODOS	23
RESULTADOS	29
DISCUSSÃO	36
CONCLUSÕES	39
AGRADECIMENTOS	40
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
APÊNDICE	46
CAPÍTULO II	47

	8
RESUMO	48
ABSTRACT	49
INTRODUÇÃO	50
MATERIAL E MÉTODOS	53
RESULTADOS	57
DISCUSSÃO	62
CONCLUSÕES	66
AGRADECIMENTOS	67
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68
APÊNDICE	74
ANEXO	75
CONCLUSÃO GERAL	77

Resumo geral

Relação temporal e espacial de Ephemeroptera (Insecta) com variações ambientais em sistemas lóticos tropicais, Brasil

Variáveis ambientais são bons preditores das variações das comunidades, podendo passar por mudanças no tempo ou espaço. Verificamos o efeito de variações ambientais temporais de riacho de Cerrado sobre a fauna de Ephemeroptera comuns e raros (Capítulo I), e as mudanças nas comunidades e populações de Leptophlebiidae decorrentes a alterações ambientais de origem antrópicas (Capítulo II). No primeiro, a comunidade de Ephemeroptera imaturos foi amostrada mensalmente ao longo de um ano, concomitantemente à tomada de variáveis ambientais climáticas, de substratos e físico-químicas da água. No segundo, foram amostradas as faunas de Leptophlebiidae imaturos de 18 riachos, com análise de qualidade dos habitats mensurada pelo Índice de Integridade de Hábitat (IIH). O IIH avalia a integridade dos ambientes através de características do uso da terra, das matas ciliares e morfologia do leito dos riachos. Foram coletados 10.055 Ephemeroptera pertencentes a 26 espécies/morfoespécies. As espécies raras relacionaram-se às variáveis climáticas e substratos, enquanto que as comuns às variáveis físico-químicas da água; atribuímos a relação das raras com a heterogeneidade de microhabitats e a menor resiliência destes organismos aos distúrbios causados pelas enchentes. Enquanto que as comuns, sendo menos suscetíveis, apresentam maiores amplitudes de nicho e capacidade de dispersão, sendo, assim, associadas às variáveis da química e física da água. As alterações antrópicas levaram a redução na integridade dos habitats, conseqüentemente ocorreram perdas de riqueza de espécies, abundância de indivíduos, alterações na composição das comunidades e na distribuição de populações. A largura da mata ciliar foi à métrica mais importante para manutenção da integridade dos riachos (IIH). Acreditamos que tais resultados possam subsidiar estudos com insetos aquáticos, pois houve convergência na relação de Ephemeroptera raros e comuns com as variáveis ambientais, além de serem úteis para conservação e monitoramento ambiental. Os Leptophlebiidae demonstraram serem bons indicadores de alterações ambientais. Foi documentado o avanço das alterações nos riachos, demonstrando que já houve perdas representativas nas comunidades em decorrência de ações antrópicas.

Palavras chave: Cerrado, insetos aquáticos, Leptophlebiidae, raro.

General abstract

Temporal and spatial relation of Ephemeroptera (Insecta) with environmental variations in tropical lotic systems, Brazil

Environmental variables are good predictors of variations in communities and may undergo changes in time or space. We evaluated the effects of temporal environmental variations of a Cerrado stream (1st and 2nd order) on common and rare Ephemeroptera species (Chapter I), and shifts of the Leptophlebiidae community and population consequent of environmental changes of anthropogenic origin (Chapter II). On the first chapter, the community of immature Ephemeroptera was sampled monthly for a year, along with substrate and climatic environmental variables, and physical and chemical variables of the water. On the second chapter, immature Leptophlebiidae communities were sampled from 18 streams, in which habitat quality was measured by the Habitat Integrity Index (HII). The HII evaluates environmental integrity through characteristics of land use, riparian forest and riverbed morphology of the streams. A total of 10.055 Ephemeroptera were sampled, comprising 26 species/morphospecies. The rare species were related to the climatic variables and substrate, and the common species were related to the physical and chemical variables. We attributed the relation of rare species with habitat heterogeneity of streams and the lower resilience of these organisms to disturbances caused by floods. Meanwhile, the common species, which are less susceptible, have larger niche amplitudes and dispersal abilities and are thus associated with physical and chemical variables. Anthropogenic changes led to a reduction in habitat integrity. Consequently, there was a loss of species richness, abundance, a shift in community composition and on population distribution. The riparian forest width was the most important factor in stream integrity maintenance according to the analysis of habitat integrity. We believe these results may support aquatic insect studies, once there was convergence in the relation of rare and common Ephemeroptera with the environmental variables. These results are also useful for conservation and environmental monitoring. The Leptophlebiidae were good indicators of environmental change. The change progress in streams was documented, indicating that there have already been considerable losses in the community due to human activities.

Keywords: Aquatic insects; Cerrado; Leptophlebiidae; rare.

Introdução geral

Os insetos aquáticos são fortemente influenciados por variáveis ambientais, em escala espacial (Dias-Silva et al., 2010; Silva et al., 2010; Souza et al., 2011; Pereira et al., 2012; Silva-Pinto et al., 2012; Carvalho et al., 2013) ou temporal (Bispo et al., 2001; Yokoyama et al., 2012), natural ou de origem antrópica (Brasil et al., 2013; Shimano et al., 2013). Essas variações ambientais causam mudanças nas comunidades biológicas, que são mensuradas através da relação de uma ou várias métricas ambientais com a riqueza de espécies, abundância de indivíduos, composição das comunidades, comportamento alimentar ou alterações morfométricas (Castello, 2008; Dias-Silva et al., 2010; Silva et al., 2010; Axelsson et al., 2011; Souza et al., 2011; Dolný et al., 2012; Silva-Pinto et al., 2012; Pereira et al., 2012; Brasil et al., 2013; Carvalho et al., 2013; Ligeiro et al., 2013; Monteiro-Júnior et al., 2013; Suga e Tanaka, 2013; Wahl et al., 2013), nesse contexto, ainda, utiliza-se as taxas de espécies raras e comuns das comunidades (Kunin e Gaston, 1993; McGill et al., 2007; Gaston, 2008; Magurran e Henderson, 2010; Gaston, 2012).

As variações ambientais temporais são marcantes em riachos do Bioma Cerrado, pois seu clima sazonal tem duas estações climáticas bem definidas, uma seca de junho a setembro e outra chuvosa de janeiro a abril (Eiten, 1972; Coutinho, 2002). Essa sazonalidade, causa mudanças consideráveis nos substratos do leito do córrego e nos parâmetros físico-químicos

da água (Bleich et al., 2009), refletindo diretamente na abundância dos insetos aquáticos ao longo do ano (Bispo et al., 2001; Yokoyama, et al., 2012).

Contudo, nos últimos anos um dos mais preocupantes riscos à manutenção da biodiversidade é a conversão de áreas naturais em agrossistemas, comum em regiões potencialmente agrícolas (Fearnside, 2005; Brando et al., 2013), uma vez que a alteração no uso da terra e/ou a contaminação por insumos agrícolas desestruturam as comunidades aquáticas (Allan, 2004). Sabe-se que a integridade biótica dos riachos, até certo ponto, resiste a mudanças naturais que ocorreram ao longo do tempo devido a um histórico de compartilhamento evolutivo a essas situações (Karr, 1999). No entanto, quando as alterações são oriundas de atividades antrópicas, em geral são mais intensas e frequentes, que desestruturam as comunidades provocando prejuízo nos serviços ecossistêmicos (Karr, 1981).

Entre os organismos utilizados como indicadores ambientais, os Ephemeroptera se destacam nos riachos tropicais, pois têm ampla distribuição, riqueza, abundância e biomassa muito representativa (Oliveira e Bispo, 2001; Bispo et al., 2001; Bispo et al., 2006; Bispo e Oliveira, 2007; Jacobsen et al., 2008). Estes organismos refletem as alterações ambientais com mudanças na estrutura das comunidades nos seus elementos mais visíveis: abundância, riqueza e/ou composição (Souza et al., 2011; Shimano et al., 2010; Brasil et al., 2013; Shimano et al., 2013). Entre os Ephemeroptera, os Leptophlebiidae destacam-se por serem os mais representativos (riqueza e abundância) na maioria dos sistemas lóticos tropicais (Savage, 1987; Domínguez et al., 2006; Da Silva et al., 2010), e pela bioindicação de alterações da integridade ambiental (Brasil et al., 2013).

Esse trabalho busca contribuir com estudos mais aprimorados da ecologia e conservação que ocorrem ao longo do ano sobre os Ephemeroptera raros e comuns (escala temporal), e o segundo as mudanças nas comunidades e populações de Leptophlebiidae que ocorrerem em decorrência de alterações ambientais de origem antrópicas (escala espacial).

Referências bibliográficas

- ALLAN, JD., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol.* Vol. 35, p. 257-84.
- AXELSSON, EP., HAJALTEN, J., LEROY, CJ. WHITHAM, TG., JULKUNEN-TIITTO, R. e WENNSTROM, A., 2011. Leaf litter from insect-resistant transgenic trees causes changes in aquatic insect community composition. *J. Appl. Ecol.*, vol. 48, p. 1472-1479.
- BISPO, PC. e OLIVEIRA, LG., 2007. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Revta bras. Zool.*, vol. 24, no. 2, p. 283-293.
- BISPO, P.C., OLIVEIRA, LG., CRISCI, VL. e SILVA, MM., 2001. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, vol. 13, no. 2, p. 1-9.
- BISPO, PC., OLIVEIRA, LG., BINI, LM. e SOUSA, KG., 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Braz. J. Biol.*, vol. 66, p.611-622.
- BLEICH, ME., CARLOS, J. e ROSSETE, AN., 2009. Variação temporal e espacial das características limnológicas de um ecossistema lótico no Cerrado do Mato Grosso. *Biotemas*, vol. 22, no. 2, p. 161–171.
- BRANDO, PM., COE, MT., DEFRIES, R. e AZEVEDO, AA., 2013. Ecology, economy and management of an agroindustrial frontier landscape in the southeast Amazon. *Phil. Trans. R. Soc. B*, vol. 368, p.1-9.
- BRASIL, LS., SHIMANO, Y., BATISTA JD. e CABETTE, HSR., 2013. Effects of environmental factors on community structure of Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) in Cerrado streams, Brazil. *Iheringia, Sér. Zool.*, vol. 103, p. 260-265.
- CARVALHO, FG., SILVA-PINTO, N., OLIVEIRA-JÚNIOR, JMB. e JUAN, L., 2013. Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnologica Brasiliensis*, vol. 25, no. 1, p. 10-18.
- CASTELLO, L., 2008. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. *Ecol. Freshw. Fish.*, vol. 17, p. 38-46.
- COUTINHO, LM., 2002. O Bioma do Cerrado. In KLEIN, AL. *Eugen Warming e o Cerrado brasileiro um século depois*. São Paulo: Unesp. p. 13-23.
- DA SILVA, ER., NESSIMIAN, JL. e COELHO, LBN., 2010. Leptophlebiidae ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil: habitats, meso-habitats e hábitos das ninfas (Insecta : Ephemeroptera). *Biota Neotropica*, vol. 10, no. 4, p. 87-94.

- DIAS-SILVA, K., CABETTE, H.S.R., JUEN, L. e De MARCO Jr, P., 2010. The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera. *Rev. Bras. Zool.*, vol. 27, p. 918-930.
- DOLNÝ, A., HARABIS, F., BÁRTA, D., LHOTAC, S. e DROZDA, P., 2012. Aquatic insects indicate terrestrial habitat degradation: changes in taxonomical structure and functional diversity of dragonflies in tropical rainforest of East Kalimantan. *Tropical Zoology*, vol. 25, no. 3, p. 141-157.
- DOMÍNGUEZ, E., MOLINERI, C., PESCADOR, ML., HUBBARD, M. e NIETO, C., 2006. Ephemeroptera of South America. In *Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA)*, vol.2.Sofia-Moscow: Pensoft. 646 p.
- EITEN, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, vol. 38, p. 201-341.
- FEARNSIDE, PM., 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. *Megadiversidade*, vol. 1, no. 1, p. 113-123.
- GASTON, KJ., 2008. Biodiversity and extinction: the importance of being common. *Progress in Physical Geography*, vol. 32, no. 1, p.73-79.
- GASTON, KJ., 2012. The importance of being rare. *Ecology*, vol. 487, p. 46-47.
- JACOBSEN, D., CRESSA, C., MATHOOKO, JM. e DUDGEON, D., 2008. Macroinvertebrates: composition, life histories and production. In *DUDGEON, D. Tropical stream ecology*. San Diego: Elsevier. p. 65-105.
- KARR, JR., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, vol. 6, p. 21-27.
- KARR, JR., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, vol. 41, p. 221-234.
- KUNIN, WE. e GASTON, KJ., 1993. The biology of rarity: patterns, causes and consequences. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 8, p. 298-301.
- LIGEIRO, R., HUGHES, RM., KAUFMANN, PR., MACEDO, DR., FIRMIANO, KR., FERREIRA, WR., OLIVEIRA, D., MELO, AS. e CALLISTO, M., 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators*, vol. 25, p. 45-57.
- MAGURRAN, AE. e HENDERSON, PA., 2010. Temporal turnover and the maintenance of diversity in ecological assemblages. *Phil. Trans. R. Soc. B*, vol. 365, p. 3611-3620.
- McGILL, BJ., ETIENNE, RS., GRAY, JS., ALONSO, D., ANDERSON, MJ., BENECHA, HK., DORNELAS, M., ENQUIST, BJ., GREEN, JL., HURLBERT, HF., MAGURRAN, AH., MARQUET, AE., MAURER, P., OSTLING, A., SOYKAN, CU., UGLAND, KI. e WHITE, EP., 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology letters*, vol. 10, p. 995-1015.

- MONTEIRO-JÚNIOR, CS., COUCEIRO, SRM., HAMADA, N. e JUEN, L., 2013, Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *International Journal of Odonatology*, vol. 16, no. 1, p. 764-798.
- OLIVEIRA, LG. e BISPO, PC., 2001. Ecologia de comunidades das larvas de Trichoptera Kirby (Insecta) em dois córregos de primeira ordem da Serra dos Pirineus, Pirenópolis, Goiás, Brasil. *Revta bras. de Zool.*, vol. 18, no. 4, p. 1245-1252.
- PEREIRA, LR., CABETTE HSR. e JUEN, L., 2012. Trichoptera as bioindicators of habitat integrity in the Pindaíba river basin, Mato Grosso (Central Brazil). *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.*, vol. 48, p. 295-302.
- SAVAGE, HM., 1987. Biogeographic classification of the Neotropical Leptophlebiidae (Ephemeroptera) based upon geological centers of ancestral origin and ecology. *Neotropical Fauna and Environment*. vol. 22, p. 37-41.
- SHIMANO, Y., CABETTE, HSR., SALLES, FF. e JUEN, L., 2010. Composição e distribuição da fauna de Ephemeroptera (Insecta) em área de transição Cerrado-Amazônia, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, vol. 100, no. 4, p. 301-308.
- SHIMANO, Y., JUEN, L., SALLES, FF., NOGUEIRA, DS. e CABETTE, HSR., 2013. Environmental and spatial processes determining Ephemeroptera (Insecta) structures in tropical streams. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.*, vol. 49, 31-41.
- SILVA, DP., De MARCO Jr., P. e RESENDE, DC., 2010. Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: a case study. *Ecological Indicators*, vol. 10, p. 744-752.
- SILVA-PINTO, N., JUEN, L., CABETTE, HSR. e De MARCO Jr, P., 2012. Fluctuating asymmetry and wing size of *Argia tinctipennis* Selys (Zygoptera: Coenagrionidae) in relation to riparian forest preservation status. *Neotrop. Entomol.*, vol. 41, p. 178-185.
- SOUZA, HMS., CABETTE, HSR. e JUEN, L., 2011. Baetidae (Insecta, Ephemeroptera) em córregos do cerrado matogrossense sob diferentes níveis de preservação ambiental. *Iheringia, Sér. Zool.*, vol. 101, p. 181-190.
- SUGA, CM. e TANAKA, MO., 2013. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. *Hydrobiologia*, vol. 703, p. 203-213.
- WAHL, CM., NEILS, A. e HOOPER, D., 2013. Impacts of land use at the catchment scale constrain the habitat benefits of stream riparian buffers. *Freshwater Biology.*, vol. 58, p. 1-15.
- YOKOYAMA, E., PACIENCIA, GP., BISPO, PC., OLIVEIRA, LG. e BISPO, PCB., 2012. A sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e Trichoptera em um riacho de Cerrado do Sudeste do Brasil? *Ambiência*, vol. 8, p. 73-84.

Formatação

A dissertação é composta por dois capítulos, sendo a introdução geral e o capítulo um, formatados segundo as normas de referências bibliográficas da revista *Brasilian Journal of Biology* (<http://www.scielo.br/revistas/bjb/iinstruc.htm>) e o segundo capítulo segue as normas de referências bibliográficas da revista *Ecological Indicators* (<http://www.elsevier.com/journals/ecological-indicators/1470-160X/guide-for-authors>).

Capítulo I

**Efeito de variações ambientais sobre Ephemeroptera (Insecta) comuns
e raros em um Córrego de Cerrado**

Resumo

Efeito de variações ambientais sobre Ephemeroptera (Insecta) comuns e raros em um Córrego de Cerrado

O objetivo deste trabalho foi verificar divergências nos padrões de abundância de espécies comuns e raras de Ephemeroptera em resposta a variações abióticas ao longo do ano. Testamos a hipótese de que as espécies comuns e raras respondem distintamente às variações ambientais que ocorrem ao longo do ano, partindo da premissa de que as espécies comuns ocorreriam em todos os meses do ano e as raras principalmente nos meses mais secos (maior estiagem), supondo que as raras tem baixa resiliência aos distúrbios naturais. A comunidade foi amostrada mensalmente por um ano, em dois sítios (1ª e 2ª ordem) de um riacho de Cerrado, e as variáveis climáticas, substratos e físico-químicas da água foram utilizadas como suas preditoras. Coletou-se 5.110 Ephemeroptera imaturos, desses, duas espécies representaram 89,9 % da abundância total e foram consideradas “comuns” e as outras 12 espécies foram consideradas “raras”. As espécies comuns distribuíram-se em todos os meses do ano enquanto as raras principalmente nos meses mais secos, corroborando nossa hipótese. Variáveis climáticas e de substratos foram as melhores preditoras para as espécies raras, possivelmente devido a relações com heterogeneidade de microhabitats nos riachos ao longo do ano, por serem menos resiliêntes às perturbações temporais das enchentes decorrentes de picos de precipitação no período inicial das chuvas. Para as comuns as melhores predições são para os fatores físico-químicos da água, sendo menos suscetíveis e, possivelmente de maiores amplitudes de nichos, são menos afetadas por variações climáticas temporais. Esperamos que esses resultados subsidiem trabalhos que investiguem a relação de variáveis ambientais com insetos aquáticos. As respostas diferenciadas entre raras e comuns, se não consideradas, devem causar distorções nos resultados devido a análises generalizadas de populações que respondem, funcionalmente, de forma distinta.

Palavras-Chave: Cerrado, insetos aquáticos, raro, riachos, substratos.

Abstract

Effects of environmental variations on common and rare Ephemeroptera (Insecta) individuals in a Cerrado stream

This study aimed to evaluate the differences in the abundance of common and rare Ephemeroptera species due to abiotic variation throughout the year. We tested the hypothesis that common and rare species respond to the environmental variations that occur throughout the year in different ways. Common species are assumed to occur on all months of the year and the rare species especially on the dryer months (greatest drought). Rare species have low resilience to the natural disturbances of this time of the year. The community was monthly sampled during one year, on two sites (1st and 2nd order) in a Cerrado stream. The climatic, physical and chemical variables and substrates were used as community predictors. A total of 5.110 immature Ephemeroptera were sampled. Only two species comprised 89.92% of the total abundance and were considered common, while 12 species were considered rare. The common species occurred on all months of the year while the rare species occurred mainly on the dryer months, corroborating our hypothesis. The climatic variables and substrates were the best predictors of rare species. Water physical and chemical variables were better predictors for common species. Rare species were related to the habitat heterogeneity of streams, caused by climatic and substrate variations. However, we also believe that rare species are less resilient to the floods caused by the precipitation peaks of early rains. Still, larger niche amplitudes make common species less susceptible to such variations. We hope that these results support studies that investigate the relation of environmental variables with aquatic insects. Different responses of rare and common species must be considered to avoid distorted results in general analyses of populations with functionally distinct responses.

Keywords: Aquatic insects, Cerrado, rare, streams, substrates.

Introdução

Existe um padrão global de distribuição da biodiversidade, onde as espécies muito abundantes são pouco diversas – comuns e com ampla distribuição - e as pouco abundantes são muito diversas – raras e com distribuição mais restrita (Kunin e Gaston, 1993; Magurran e Henderson, 2010). Essas espécies têm papéis distintos nos ecossistemas, as comuns são mais representativas na biomassa e as raras na diversidade de espécies (McGill et al., 2007; Gaston, 2008), contribuindo de maneira complementar ao funcionamento dos ecossistemas (Gaston, 2012).

Espécies comuns e raras, em diferentes grupos biológicos, têm traços funcionais diferenciados nos ciclos de vida, dispersão, competição, tamanho corporal e comportamento alimentar, e não há definição concisa para generalização de um modelo que explique padrões globais de raridade (Kunin e Gaston, 1993). Assim, é vital a compreensão desses padrões e das suas relações com as variáveis ambientais para proposições acerca da conservação das espécies (Faith e Norris, 1989; Gaston, 2012; Spitale, 2012), uma vez que se espera que tenham especificidades e exigências dissimilares (Thorp et al., 2006) em virtude dos seus traços funcionais (*traits*).

Em ambientes aquáticos, as espécies comuns podem ocorrer constantemente ao longo do tempo, enquanto que as raras tem maior oscilação em decorrência das variações ambientais (Yokoyama et al., 2012). Acredita-se que a condição de maior fragilidade das raras possa estar relacionada à menor resiliência a distúrbios temporais no ambiente.

O risco de extinção não é iminente a todas as espécies raras, no entanto, a grande maioria das espécies em risco de extinção está justamente entre elas (Gaston, 2012), principalmente por haverem maiores restrições à sua distribuição produzidas pelos filtros ambientais que acabam criando um efeito de barreira a sua dispersão. Essa preocupação é ainda maior no cenário atual em que os agrossistemas avançam gradativamente sobre as áreas naturais (Fearnside, 2005; Brando et al., 2013), levando a fragmentação e a perda de habitats, deixando, tais espécies susceptíveis a efeitos estocásticos.

No Cerrado, é natural que o clima oscile sazonalmente, com duas estações bem definidas: um verão chuvoso (de janeiro a abril) e um inverno seco (junho a setembro) (Eiten, 1972; Coutinho, 2002). Limnologicamente, tal sazonalidade altera os parâmetros físico, químicos e físico-químicos da água (Bleich et al., 2009), bem como a

disponibilidade de microhábitats e de substratos. Existem variações temporais na abundância dos insetos aquáticos, que se relacionam as oscilações em decorrência da maior ou menor entrada de água pluvial e de condições extremas provocadas pela escassez desse fator (Bispo et al., 2001; Yokoyama et al., 2012).

Segundo Gasith e Resh (1999), pressões ambientais causadas por climas sazonais são importantes reguladores das populações e comunidade biológicas de riachos, pois elas passam por um ciclo anual relacionado a essas mudanças ambientais que são mais significantes durante as inundações e menores na época mais seca.

Os tipos de substratos criam variabilidade de microhábitats, fornecem alimentos, abrigos à correnteza e contra predadores (Cummins, 1973; Bello e Cabrera, 2001; Buss et al., 2002), conseqüentemente, influenciando na distribuição e abundância de insetos aquáticos (Minshall, 1984; Buss et al., 2002; Dias-Silva et al., 2013), que pode ser reflexo de mudanças espaciais no nicho (Shimano et al., 2013), ou temporais, como em riachos de regiões com clima sazonal expressivos (Gasith e Resh, 1999).

Os Ephemeroptera são uma das ordens dominantes (densidade) entre os macroinvertebrados de riachos tropicais (Jacobsen et al., 2008), além de serem uma das ordens de insetos aquáticos mais ricas e abundantes (Bispo et al., 2001; Oliveira e Bispo, 2001; Bispo et al., 2006; Bispo e Oliveira, 2007; Shimano et al., 2010; Shimano et al., 2013). Esses insetos tem um importante papel na ciclagem de nutrientes no ambiente aquático, desde o processamento de grandes quantidades de matéria orgânica originada da vegetação ripária e perifíton (Domínguez et al., 2006), tendo importância significativa nas cadeias alimentares devido a sua diversidade de comportamentos alimentares (Shimano et al., 2012; Brasil et al., 2013), além da contribuição na dieta de invertebrados aquáticos, peixes e vertebrados terrestres (Elliott, 2011; MacDade et al. 2011). São, ainda, importantes por serem muito sensíveis a modificações na qualidade dos hábitats, com a comunidade refletindo bem a prevalência das condições ambientais (Souza et al., 2011; Juen et al., 2013).

Assim, se propôs verificar se haveria distinções na abundância de espécies comuns e raras de Ephemeroptera em resposta às variações abióticas ao longo do ano. Testamos a hipótese de que as espécies comuns ocorrem em todos os meses do ano, enquanto que as raras ocorrem principalmente nos meses mais secos, partindo da premissa de que as espécies comuns têm maior amplitude de nicho, e as espécies raras tem nicho mais restrito, com menor resiliência a distúrbios ambientais, devido a sua

menor capacidade de dispersão, tornando-as mais suscetíveis às variações ambientais que ocorrem nos riachos de Cerrado ao longo do ano.

Material e Métodos

A comunidade de Ephemeroptera imaturos foi amostrada em um riacho, em dois trechos, um de 1ª a montante e outro de 2ª ordem a jusante localizados no Parque Municipal Mario Viana (Parque do Bacaba) situado no leste do Estado de Mato Grosso, Brasil (Figura 1).

O riacho é circundado por Mata de Galeria com plantas semidecíduas que tem perdas de folhas entre os meses de maio a outubro (Marimon et al., 2010; Lagos, 2009). A precipitação total no período do estudo (junho/2011 a maio/ 2012) foi de 1.486 mm, o mês com menor temperatura média foi janeiro (22°C) e a maior foi em novembro (26°C), informações do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2014).

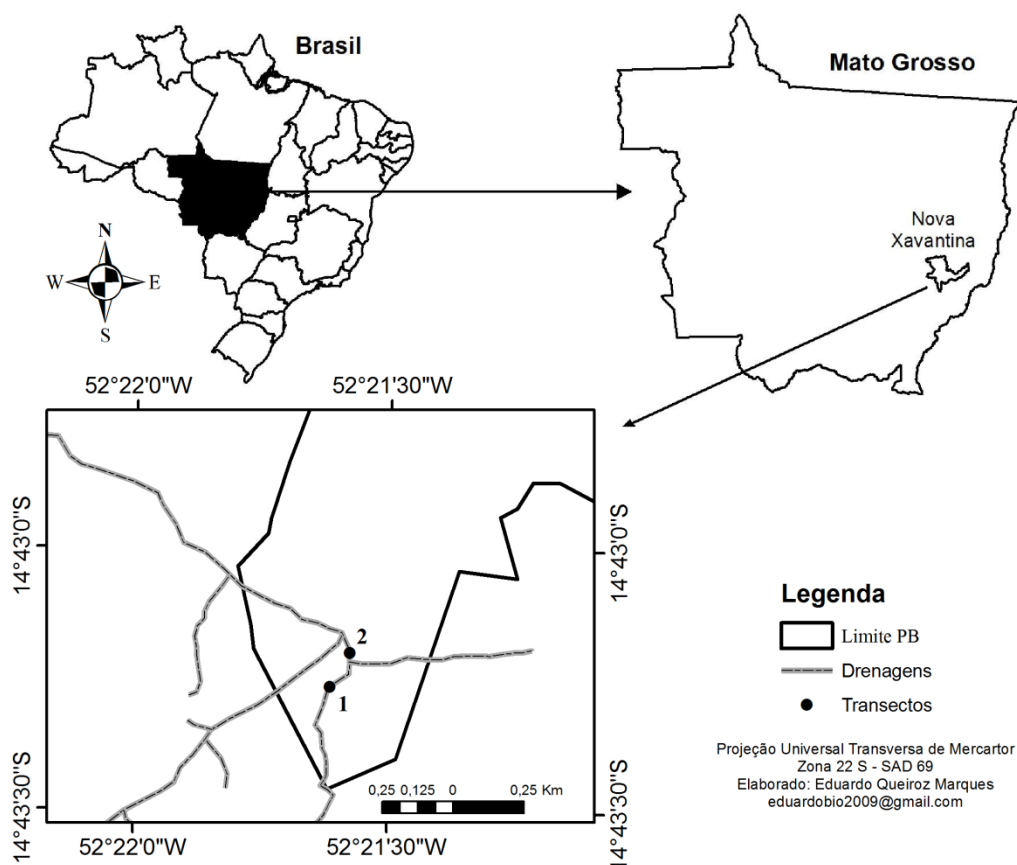


Figura 1. Distribuição espacial dos transectos localizados no Parque Municipal do Bacaba (PB) em um riacho tropical, Nova Xavantina, MT, Brasil. [1 e 2 referem-se às ordens no Córrego].

Comunidade biológica

As amostragens foram realizadas por doze meses, de junho de 2011 a maio de 2012, totalizando 12 coletas que foram replicadas nos dois transectos (1ª e 2ª ordens), aplicando a metodologia utilizada por Cabette et al. (2010), com a demarcação de trechos (transectos) lineares de 100 m na margem direita do Córrego Bacaba, que foram subdivididos em 20 segmentos de cinco metros cada. Em cada segmento foram coletadas três amostras de substrato, tomadas do centro para margem, utilizando um coador de 18 cm de diâmetro e malha de 250 µm (totalizando 60 amostras feitas com o coador em cada transecto a cada mês).

A identificação dos Ephemeroptera se deu com chave de identificação de Domínguez et al. (2006) e posteriormente os exemplares foram revisados por especialista (F.F. Salles, UFES) e depositados como material testemunho na Coleção Zoobotânica “James Alexander Ratter”, na Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), *campus* de Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Variáveis climáticas, da água e dos substratos

As variáveis climáticas foram obtidas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2014), da estação meteorológica de Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil (OMM: 83319), que fica dentro do Parque do Bacaba, e, a cerca de 2000 m dos pontos de coleta.

Foram utilizados dados de precipitação média, temperatura média do ar, amplitude da variação da temperatura do ar e média da umidade relativa do ar, calculadas a partir dos valores diários dos trinta dias anteriores à data das coletas biológicas. A amplitude da variação da temperatura do ar foi calculada com a subtração entre a maior e menor média diária de temperatura de cada mês, todas elas relacionadas aos insetos aquáticos nas diferentes fases de seu desenvolvimento (ciclo de vida) (Kingsolver et al., 2011).

Para demonstrar a precipitação no período das coletas (junho de 2011 a maio de 2012) e comparar com a precipitação mensal de outros anos, fez-se um climograma com a precipitação mensal utilizando dados de 2010, 2011, 2012 e 2013 (Figura 2), o qual demonstrou que as coletas se deram em um período de precipitação normal comparados aos demais anos da série histórica de dados.

Foram medidas dez variáveis físicas, químicas e físico-químicas da água (variáveis da água): largura média (trena a laser Leica DISTOM®); profundidade média (sonar Echotest II); temperatura da água (termômetro Multidigital®), pH, turbidez,

oxigênio dissolvido e condutividade elétrica, aferidos com sonda Horiba® multiparâmetros.

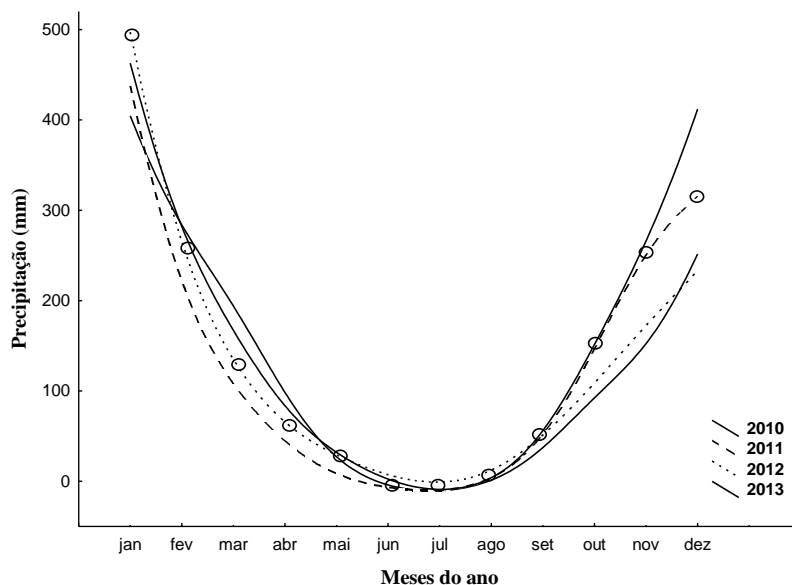


Figura 2. Climograma representando a precipitação acumulada mensalmente nos anos de 2010, 2011, 2012 e 2013. Linhas pontilhadas representam os anos de 2011 e 2012 e os círculos os meses em que se deram as coletas (jun/2011-mai/2012), Nova Xavantina, MT, Brasil.

A dureza total foi obtida através do método titulométrico EDTA (sal dissódico) a 0,002 M, e os níveis de nitrato e fósforo com auxílio de espectrofotômetro Micronal B572L[®]. Essas métricas são constantemente utilizadas em trabalhos que abordam a relação das comunidades de Ephemeroptera com variáveis da água (*e.g.* Souza et al., 2010; Brasil et al., 2013; Shimano et al., 2013).

Foram anotadas oito categorias de substrato: silte/argila (fragmentos de rocha <0,064 mm); areia (fragmento de rocha entre 0,064 mm e 2 mm); cascalho/seixos (fragmentos de rocha entre 2 mm e 80 mm); matacão (rochas grandes e soltas com até 20 cm de raio); laje (rocha lisa, chata de grandes dimensões); liteira (folhas e pequenos galhos); tronco (madeira com diâmetro acima de dez centímetros); raízes submersas e macrófitas. A ocorrência de cada substrato foi tomada transversalmente no leito do córrego, a cada 20 cm a partir da margem, em cinco pontos ao longo dos transectos (0, 25, 50, 75 e 100 m), baseado no protocolo de Peck et al. (2006).

Análise de dados

Para verificar a distribuição das populações e da comunidade ao longo do ano foi realizada a Análise de Gradiente (baseado em Landeiro et al., 2010). Para definir as

espécies que possuíam distribuições de abundâncias comuns ou raras se aplicou a técnica proposta por Siqueira et al. (2011), que utiliza dois métodos complementares: inicialmente as espécies são divididas em quatro ranques decrescentes, das mais abundantes para as menos abundantes (100-76; 75-51; 50-26; 25-1), posteriormente é destacado o ponto de inflexão da curva de abundância não transformada dentro do ranque mais alto. Assim, as espécies a esquerda desse limiar são as comuns e as espécies a direita são as raras. A curva de abundância utilizada para definição de raridade foi feita utilizando toda a comunidade amostrada nos dois transectos nos 12 meses.

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para redução da dimensionalidade das variáveis preditoras do clima (1), variáveis físico-químicas da água (2) e dos substratos (3), sintetizando-as de um ou poucos eixos, tendo os 12 meses como unidades amostrais. Os eixos foram selecionados pelo método de aleatoriedade obtida pelo critério de *broken-stick* (Jackson, 1993). Para obtenção dos parâmetros principais foi verificada a correlação de cada parâmetro com os eixos principais da PCA (*loadings*), utilizando ponto de corte em 0,7, como proposto por Peres-Neto et al. (2003).

Para selecionar as variáveis ambientais mais correlacionadas com as espécies foi utilizada a abordagem do BioEnv, em três seleções de variáveis que foram separadas em blocos, um para espécies comuns e outro para raras: variáveis climáticas x raras (modelo 1), variáveis climáticas x comuns (modelo 2), variáveis da água x raras (modelo 3), variáveis da água x comuns (modelo 4), substratos x raras (modelo 5) e substratos x comuns (modelo 6). Essa abordagem faz diferentes combinações e fornece a variável ou a combinação de variáveis que possuem maiores correlações com a matriz de espécies (Clarke, 1993). O BioEnv foi utilizado com a função do pacote Vegan (Oksanen et al., 2011) no programa R (R Development Core Team 2010).

Para testar a relação das variáveis climáticas, da água e dos substratos com as espécies comuns e raras foram feitas regressões múltiplas (Zar, 2010) entre os eixos das suas respectivas PCAs como variáveis preditoras, e as abundâncias das espécies comuns e raras como variáveis resposta, utilizando os meses como unidades amostrais.

Posteriormente, para identificar quais variáveis ou conjuntos de variáveis (substratos, clima e variáveis da água) tinham maior relação com as espécies comuns e raras foram feitas regressões com as métricas selecionadas nos modelos (BioEnv). Quando o melhor modelo apresentava somente uma variável fez-se regressão linear

simples, e quando eram duas ou mais variáveis regressão múltipla (Zar, 2010). Todas as variáveis utilizadas em regressões múltiplas tiveram as colinearidades testadas, quando duas ou mais variáveis apresentavam correlação igual ou superior a 70%, apenas uma permaneceu.

Para sintetizar os resultados do teste da hipótese elaboramos um modelo conceitual gráfico que resume e ilustra os principais fatores que se relacionam às variações de abundância das espécies comuns e raras ao longo do ano.

Resultados

Foram coletados 5.293 Ephemeroptera imaturos, desses 4.755 ou 89,93 % foram considerados comuns e 538 ou 10,07 % raros. As espécies raras apresentaram 12 espécies e as comuns duas (Figura 3; Apêndice A). *Miroculis* sp. e *Farrodes* sp. foram as mais abundantes representando 85% e 8% respectivamente do total da abundância da comunidade, já *Baetodes* sp. e *Fittkaulus* sp., os taxa mais raros, tiveram apenas uma ocorrência registrada cada.

A maioria das espécies e morfoespécies tiveram maior abundância e ocorrência nos mês de seca e início de chuvas (junho a dezembro). Os únicos taxa que ocorreram durante todos os meses do ano foram as consideradas comuns, *Miroculis* sp. e *Farrodes* sp. (Figura 4)

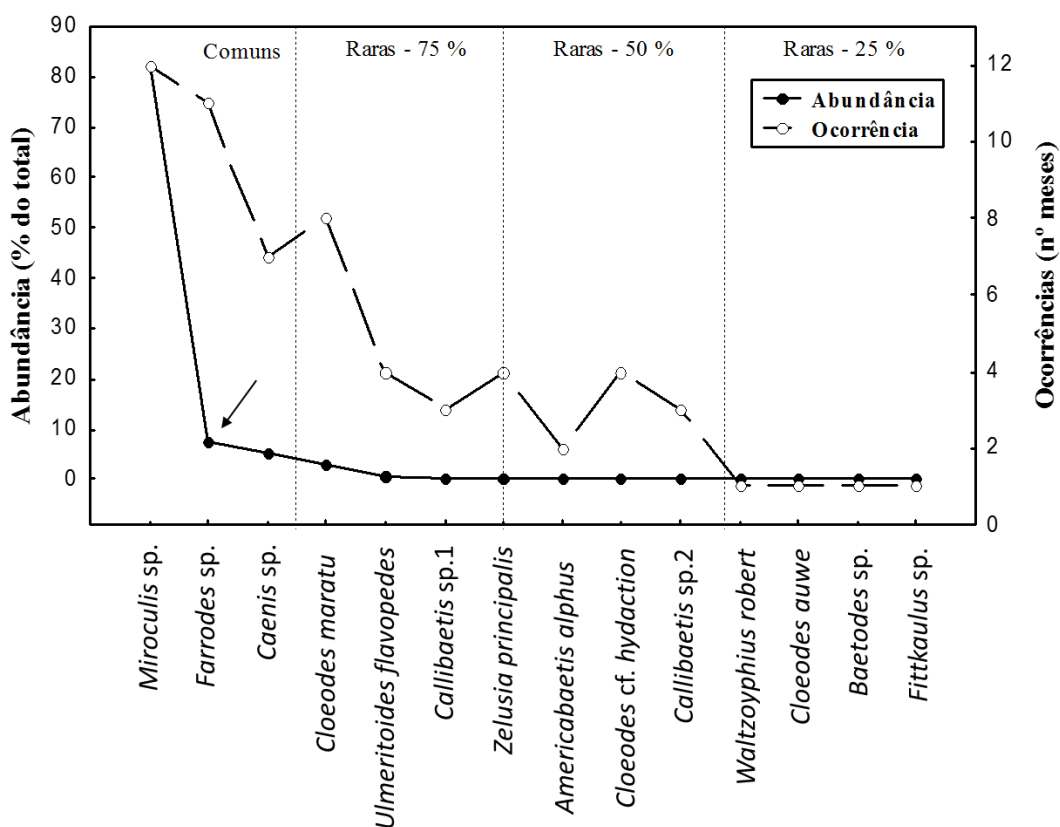


Figura 3. Curva de abundâncias relativas (%) e de ocorrência das espécies e morfoespécies de Ephemeroptera imaturos de um riacho de Cerrado, Brasil. Os taxa a esquerda da seta são comuns e os da direita são raros. As linhas tracejadas separam a mudança dos quartis do ranqueamento.

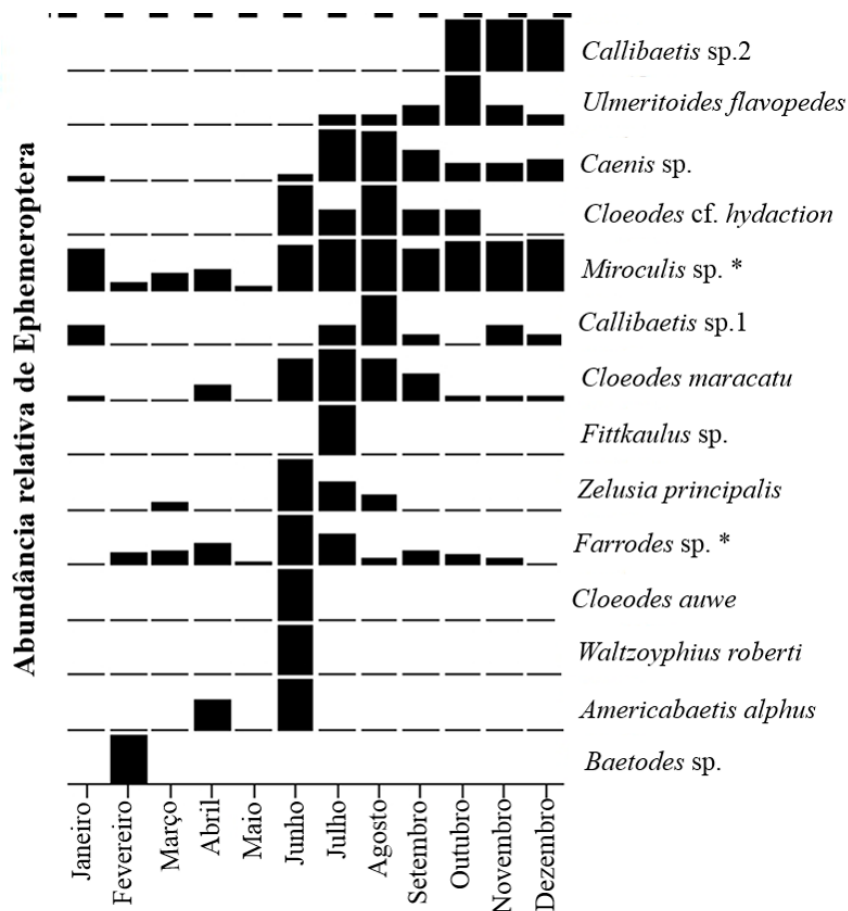


Figura 4. Distribuição da abundância relativa das espécies e morfoespécies de Ephemeroptera imaturos de um riacho de Cerrado ao longo do ano, Brasil. As espécies destacadas (*) são comuns, as demais são raras.

A ordenação (PCA) realizada com as variáveis climáticas ao longo do ano explicou em seu primeiro eixo 67 % da variação ambiental, com a separação de alguns meses de vazante e de todos os meses de seca (maio a setembro) à direita, e apresentaram maior amplitude de variação da temperatura do ar, enquanto que os demais (outubro a abril) ordenaram à esquerda, associados à maior precipitação e umidade relativa do ar (Figura 5). O segundo eixo de acordo com o critério de seleção utilizado não foi significativo (*broken stick*).

A ordenação (PCA) feita com as variáveis físicas, químicas e físico-químicas da água apresentou o primeiro eixo significativo explicando 48 % da variação ambiental, onde houve a separação dos meses de seca e início de chuvas (junho a dezembro) dos meses de chuva e vazante (janeiro a maio). As variáveis pH, oxigênio dissolvido e largura do riacho correlacionaram-se com os mais chuvosos (a esquerda) e

condutividade elétrica e totais de sólidos dissolvidos aos meses mais secos (a direita) (Figura 6).

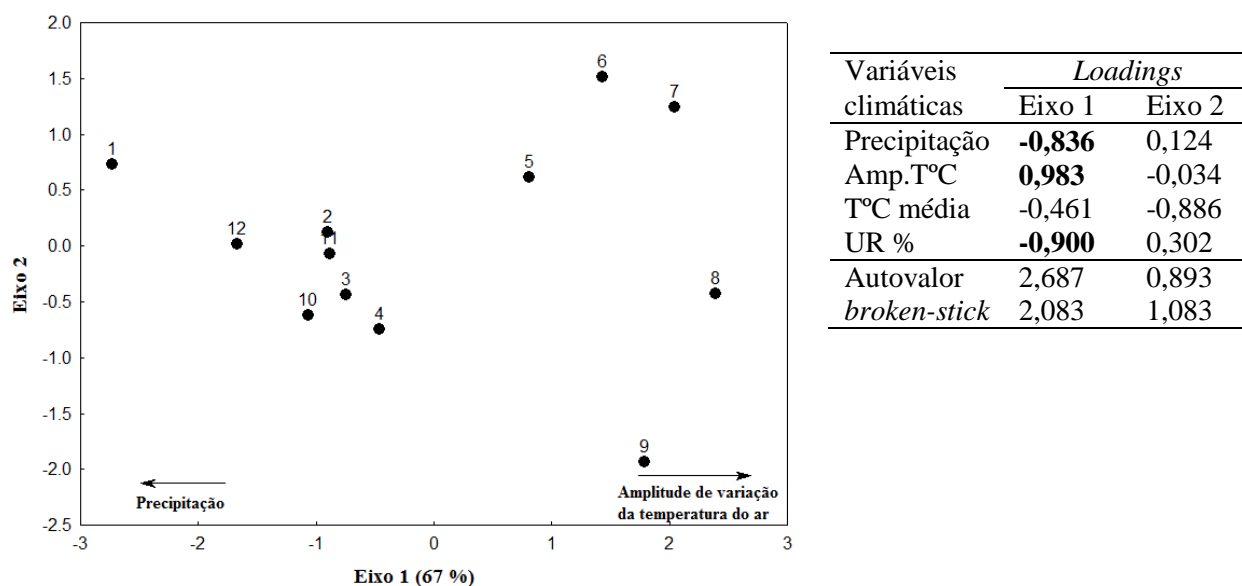


Figura 5. Análise de Componentes Principais das características climáticas relacionadas a um riacho de Cerrado, Brasil. Os números representam os meses do ano. Amplitude da variação da temperatura do ar (Amp.T°C), temperatura média do ar (T°C média) e umidade relativa do ar (UR %).

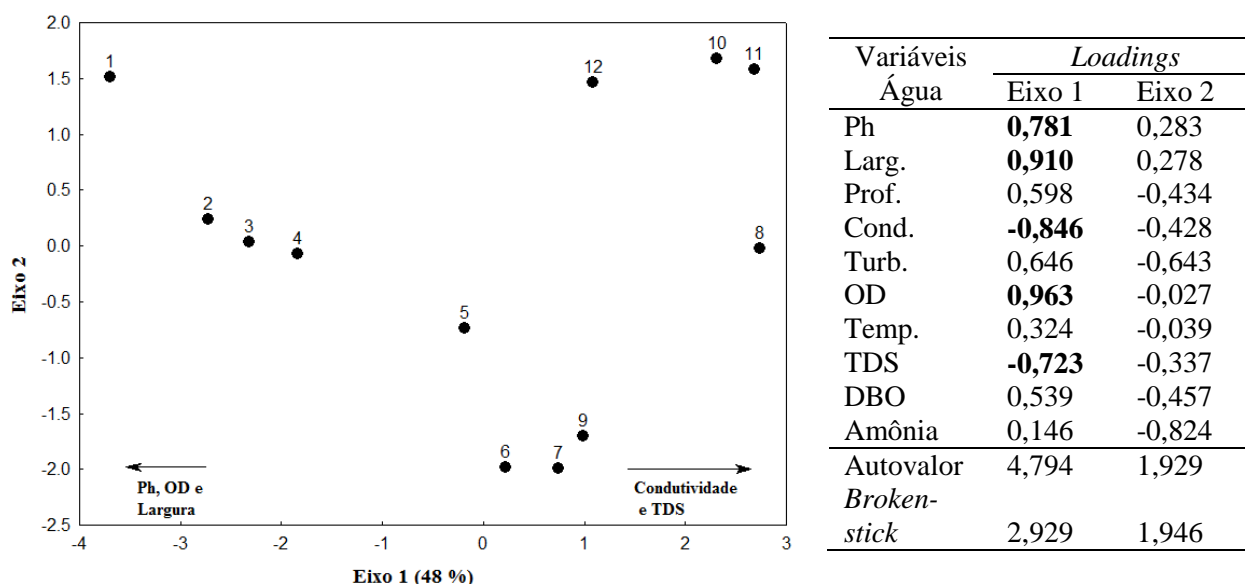


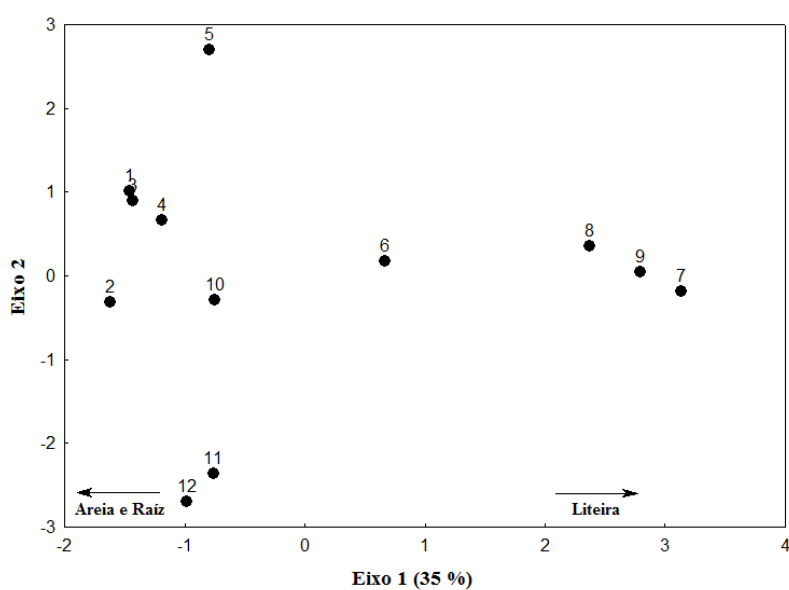
Figura 6. Análise das características físicas, químicas e físico-químicas da água de um riacho tropical, Brasil. Os números representam os meses do ano. Oxigênio dissolvido (OD), largura do riacho (Larg.), profundidade (Prof.) condutividade elétrica (Cond.), turbidez (Turb.), sólidos totais dissolvidos (TDS) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

A ordenação (PCA) feita com os substratos apresentou o primeiro eixo significativo, explicando 35 % da variação ambiental, com agrupamento dos meses de seca (julho a setembro) à direita; liteira e raiz correlacionaram-se aos meses secos e areia aos chuvosos (Figura 7).

As seleções de variáveis (BioEnv) preditoras de espécies raras e comuns que melhor correlacionaram-se com a composição das espécies foram distintas nas relações, pois para as raras o modelo com maior correlação foi o das variáveis climáticas (precipitação, Tabela 1), seguido por substratos (areia, Tabela 4) e variáveis da água (profundidade, Tabela 2). Já para as comuns a melhor preditora foi o modelo com as variáveis da água (turbidez + sólidos totais + profundidade, Tabela 3), seguido por climáticas (precipitação, Tabela 1) e substratos (cascalho, Tabela 5).

Ao relacionar abundância de espécies com as preditoras selecionadas (eixos da PCAs e Modelos), nas **raras** o eixo principal da PCA (substratos) foi a melhor métrica preditora ($r^2 = 0,961$; $p = 0,001$), seguido pelo eixo da PCA (climática) ($r^2 = 0,590$; $p = 0,003$), e por fim, também tiveram relação positiva com o Modelo 1 que selecionou pluviosidade ($r^2 = -0,151$; $p = 0,025$, Tabela 6, Figura 8).

Entre as espécies **comuns**, o Modelo 4, composto por turbidez + sólidos totais dissolvidos + profundidade média, foi a melhor métrica preditora ($r^2 = 0,704$; $p = 0,016$), seguido pelo eixo PCA (variáveis da água) ($r^2 = -0,553$; $p = 0,005$) (Tabela 6, Figura 8)



Substratos	Loading	
	Eixo 1	Eixo 2
Silte e argila	-0,135	-0,515
Areia	-0,792	-0,172
Cascalho	-0,684	0,074
Matacão	-0,224	-0,788
Laje	-0,463	-0,483
Liteira	0,990	0,094
Tronco	-0,14	0,591
Raiz	-0,773	0,393
Macrófita	-0,413	0,634
Autovalor	3,146	1,829
<i>Broken-stick</i>	2,829	2,071

Figura 7. Análise das variações de substrato de um riacho de Cerrado, Brasil. Os números representam os meses do ano, em negrito os significantes.

Tabela 1. Seleção de modelo a partir das variáveis **climáticas** com as espécies **raras** e **comuns** de um riacho de Cerrado, Brasil [n°= tamanho do modelo; PV= pluviosidade média; AT= amplitude da variação da temperatura do ar; TM= temperatura média do ar e UR= umidade relativa do ar]. ***Melhor correlação.**

Modelo 1 (clima x raras)					Modelo 2 (clima x comuns)							
Variáveis		n°	Correlações		Variáveis		n°	Correlações				
PV		1	-0,850*		PV		1	0,491*				
PV	AT	2	-0,169		PV	AT	2	0,427				
PV	AT	UR	3	-0,244		PV	AT	UR	3	0,299		
PV	AT	TM	UR	4	-0,341		PV	AT	TM	UR	4	0,187

Tabela 2. Seleção de modelo a partir das variáveis físicas, químicas e físico-químicas da **água** com as espécies **raras** de um riacho de Cerrado, Brasil. [n°= tamanho do modelo, PM= profundidade média; CD= condutividade elétrica; TD= turbidez; OD= oxigênio dissolvido; TM= temperatura média da água; TDS= sólidos totais dissolvidos; DBO= demanda bioquímica de oxigênio; AM= amônia; LM= largura média do riacho] ***Melhor correlação.**

Modelo 3 (água x raras)											
Variáveis										n°	Correlações
PM										1	0,462*
pH	PM									2	0,439
pH	AM	PM								3	0,415
pH	AM	LM	PM							4	0,388
pH	OD	TDS	LM	PM						5	0,340
pH	CD	OD	TDS	LM	PM					6	0,317
pH	CD	OD	TDS	AM	LM	PM				7	0,295
pH	CD	TD	OD	TDS	AM	LM	PM			8	0,226
pH	CD	TD	OD	TDS	DBO	AM	LM	PM		9	0,115
pH	CD	TD	OD	TM	TDS	DBO	AM	LM	PM	10	0,034

Tabela 3. Seleção de modelo a partir das variáveis físicas, químicas e físico-química da **água** com as espécies **comuns** [n°= tamanho do modelo, PM= profundidade média; CD= condutividade elétrica; TD= turbidez; OD= oxigênio dissolvido; TM= temperatura média da água; TDS= sólidos totais dissolvidos; DBO= demanda bioquímica de oxigênio; AM= amônia; LM=largura média do riacho] ***Melhor correlação.**

Modelo 4 (água x comuns)											
Variáveis										n°	Correlações
PM										1	0,348
OD	PM									2	0,511
TD	TDS	PM								3	0,560*
TD	OD	TDS	PM							4	0,541
pH	OD	TM	TDS	PM						5	0,503
pH	OD	OD	TM	TDS	PM					6	0,478
pH	OD	OD	OD	TDS	AM	PM				7	0,447
pH	OD	OD	OD	TDS	DBO	AM	PM			8	0,432
pH	CD	TD	OD	TM	TDS	DBO	AM	PM		9	0,382
pH	CD	TD	OD	TM	TDS	DBO	AM	LM	PM	10	0,334

A partir disso, elaboramos um modelo conceitual que resume tanto os resultados obtidos com as regressões entre os eixos das PCAs e as espécies comuns e raras e os resultados obtidos pelos modelos de seleção de variáveis feitas com o BioEnv (Tabelas 1 a 6; Figura 8).

Tabela 4. Seleção de modelo a partir dos **substratos** com as espécies **raras** de um riacho de Cerrado, Brasil. [nº= tamanho do modelo; ST= silte; AR= areia; CS= cascalho; MC= matacão; LJ= laje; LT= liteira; TR=tronco; RZ= raiz e MC= macrófita] ***Melhor correlação.**

Modelo 5 (substratos x raras)							
Variáveis						nº	Correlações
AR						1	0,568*
AR	LT					2	0,530
AR	CS	LT				3	0,433
AR	CS	LJ	LT			4	0,356
ST	AR	CS	LJ	LT		5	0,244
ST	AR	CS	MC	LJ	LT	6	0,135

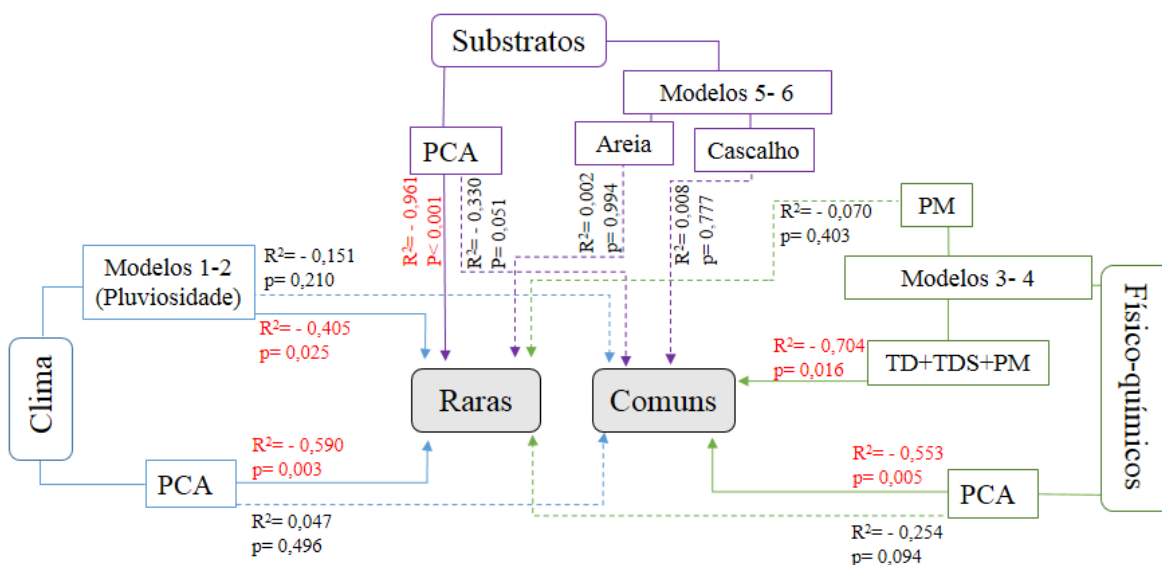
Tabela 5. Seleção de modelo a partir dos **substratos** com as espécies **comuns** de um riacho de Cerrado, Brasil. [nº= tamanho do modelo, ST= silte; AR= areia; CS= cascalho; MC= matacão; LJ= laje; LT= liteira; TR=tronco; RZ= raiz e MC= macrófita] ***Melhor correlação.**

Modelo 6 (substratos x comuns)							
Variáveis						nº	Correlações
CS						1	0,329*
CS	LT					2	0,320
AR	CS	LT				3	0,216
AR	CS	MC	LT			4	0,109
AR	CS	MC	LJ	LT		5	0,034
ST	ST	CS	MC	LJ	LT	6	0,010

Tabela 6. Resultado das regressões das variáveis ambientais com a abundância de espécies raras e comuns ao longo do ano em um sistema lótico de Cerrado, Brasil. [PCA= Análise de Componentes Principais; água= parâmetros físicos, químicos e físico-químicos da água; PV= pluviosidade PV; PM= profundidade média; AR= areia; CS= cascalho; TD= turbidez; TDS= totais de sólidos dissolvidos] **Resultados significativos ***.

Variáveis		Regressões		
Preditoras	Resposta	R ²	P	Equação da reta
PCA (clima [eixo 1])	Raras	-0,590	0,003*	y=42,916+23,390*x
PCA (água [eixo 1])	Raras	-0,254	0,094	y=42,916+11,495*x
PCA (substratos [eixo 1])	Raras	-0,961	< 0,001*	y=42,916+27,572*x
PCA (clima [eixo 1])	Comuns	0,047	0,496	y=382,916+38,81*x
PCA (água [eixo 1])	Comuns	-0,553	0,005*	y=382,916+99,209*x
PCA (substratos [eixo 1])	Comuns	-0,330	0,051	y=382,916+94,664*x
Modelo 1 (clima [PV])	Raras	-0,151	0,025*	y=18,488+0,197*x
Modelo 2 (clima [PV])	Comuns	-0,151	0,210	y=295,478+0,706*x
Modelo 3 (água [PM])	Raras	-0,070	0,403	y=55,006-1,123*x
Modelo 4 (água [TD+TDS+PM])	Comuns	-0,704	0,016*	-
Modelo 5 (substratos [AR])	Raras	0,002	0,994	y=43,0167-6,6334E-6*x
Modelo 6 (substratos [CS])	Comuns	0,008	0,777	y=355,017+0,001*x

Figura 8. Efeito de variáveis ambientais climáticas (azul), físico-química da água (verde) e substratos (roxo) sobre a abundância das espécies comuns e raras ao longo do ano em um riacho de Cerrado, Brasil. Linhas contínuas e valores de “p e R²” em vermelho representam relações significativas e linhas tracejadas as não significativas. [TD=Turbidez; TDS= Totais de sólidos dissolvidos; PM= Profundidade média do riacho; PCA= Análise dos Componentes Principais].



Discussão

As respostas distintas encontradas entre as espécies comuns e raras, quando relacionadas aos fatores ambientais e ocorrência demonstram que esses grupos respondem de formas diferentes às variações que ocorrem ao longo do ano, corroborando nossa hipótese. Não houve sobreposição dos fatores significativos, sendo as comuns relacionadas aos físico-químicos da água, e as raras a clima e substratos.

Dessa forma, acreditamos que trabalhos que generalizem espécies comuns e raras tratando-as como sendo estruturadas pelos mesmos processos podem ter resultados distorcidos quando abordam perguntas relacionadas à conservação. Evidenciamos respostas ambientais distintas entre raras e comuns. As espécies raras tem menor peso em grande parte das análises de comunidades, mas são os principais focos das estratégias de conservação de espécies (Legendre e Legendre, 2012).

O padrão de distribuição temporal encontrado em nosso trabalho, onde os *taxa* comuns ocorreram o ano todo e os raros preferencialmente nos meses de seca foi, também, encontrado para Ephemeroptera e Trichoptera em riachos do cerrado paulista (Yokoyama et al., 2012), assim, acreditamos que esse pode ser um padrão recorrente para os insetos aquáticos em riachos desse Bioma.

Esse padrão deve ter relação com a amplitude de nicho ou de tolerância dos *taxa* comuns. Como por exemplo, *Miroculis* sp. e *Farrodes* sp. são integrantes de gêneros conhecidos por terem nichos amplos, com distribuição na maior parte dos ambientes aquáticos (Domínguez et al., 2002; Baptista et al., 2006; Siqueira et al., 2011) e estando por vezes em ambientes parcialmente alterados (Brasil et al., 2013).

O comportamento alimentar desses *taxa* é do tipo *brushers* (raspador de partículas levemente aderidas ao substrato) (Baptista et al., 2006). Assim, acreditamos que o aumento da velocidade da água nos meses de chuvas (associado a < turbidez, sólidos dissolvidos e profundidade), carrega essas partículas rio abaixo reduzindo temporariamente a disponibilidade desse recurso alimentar, o que atribuímos a relação negativa das espécies comuns com o modelo 4 (turbidez + sólidos totais dissolvidos + profundidade da água).

Limitações de dispersão é característica comum à maioria dos *taxa* raros (Kunin e Gaston, 1993; Siqueira et al., 2011). Assim, acreditamos que isso seja um dos principais fatores relacionados às mudanças temporais de abundância de tais espécies ao longo do ano, que deve limitar a recolonização após carreamento (menor resiliência)

causado pelas enchentes de forte intensidade, comuns nos riachos de Cerrado no início das chuvas (Bezerra, 2012).

As mudanças na disponibilidade de microhabitats no canal devem ser responsáveis pela forte relação do clima com as espécies raras. Uma vez que, a precipitação, que foi o principal parâmetro do clima, altera bruscamente a disponibilidade de microhabitats nos riachos de Cerrado após as primeiras chuvas (Oliveira et al., 1997; Bispo et al., 2001).

As chamadas trombas d'água carregam grande parte dos substratos rio abaixo lixiviando o leito, deixando-o temporariamente mais homogêneos (Bezerra, 2012). Em paralelo essas variações também alteram a fenologia da vegetação ribeirinha, promovendo incrementos consideráveis de energia autóctone (folhas) nos meses de vazante e seca oriunda da deciduidade da Mata de Galeria (Lagos, 2009), ambas com consequente alteração nos substratos do leito e na disponibilidade de microhabitats.

A estrutura das comunidades (riqueza, abundância e composição) de insetos aquáticos é corriqueiramente relacionada a disponibilidade de substratos (*e.g.* Couceiro et al., 2007; Oliveira e Nessimian, 2010; Hamid e Rawi, 2011; Dias-Silva et al., 2013), pois eles podem servir de abrigo e/ou alimento, criando microhabitats que tornam o canal do riacho mais heterogêneo, sendo esperado que nesses locais ocorram maiores diversidades de insetos aquáticos devido a maiores compartimentações de nichos (Minshall, 1984; Sanseverino e Nessimian, 2008, Mishra e Nautiyal, 2013). Assim, acreditamos que as espécies raras, que compõem a maior parte da diversidade de espécies, sejam diretamente beneficiadas com essa heterogeneidade proporcionada pelos substratos.

Esse paradigma de espécies raras-riqueza e espécies comuns-dominância demonstra que essas *taxa* têm funções diferentes nas comunidades, sendo a identificação desses padrões um desafio para os gestores ambientais (Gaston, 2012; Spitale, 2012). Sem compreender a relação das espécies raras com o ambiente, muitas delas devem ser extintas antes de serem formalmente catalogadas (Gaston, 2008), e as alterações nas espécies comuns podem desestruturar serviços ambientais importantes relacionados a sua biomassa representativa nos ambientes aquáticos.

A intensidade de nossas coletas no riacho nos leva a crer que amostramos satisfatoriamente, tanto os Ephemeroptera comuns quanto os raros, e um indício é que houve captura de algumas espécies com apenas uma ocorrência ao longo do ano. Com base nisso, e com a informação de que as raras representam a maior parte da diversidade

e ocorrem prioritariamente nos meses mais secos, recomendamos que investigações que abordem diversidade de Ephemeroptera em riachos de Cerrado tenham ao menos uma amostragem nessa estação, pois coletas pontuais nos meses chuvosos devem subestimar consideravelmente o patrimônio de espécies, fornecendo informações distorcidas que podem comprometer a conservação da entomofauna.

Conclusões

Existe diferença na relação das espécies raras e comuns com as variáveis ambientais ao longo do ano, sendo as variáveis climáticas (precipitação) e de substratos melhores preditoras para as variações de abundância das espécies raras e as variáveis físico-químicas da água das espécies comuns.

Atribuímos tais resultados a relação das raras com a heterogeneidade de microhabitats proporcionada pelos substratos nos meses mais secos e a sua menor resiliência aos distúrbios causados pelas enchentes nos meses chuvosos. Já entre as comuns, acreditamos que a amplitude de nicho de seus *taxa* as tornam menos suscetíveis a essas variações e por isso, sua abundância ao longo do ano seria praticamente constante.

Acreditamos que tais resultados devam ser considerado sempre que as perguntas tratem de conservação da biodiversidade e suas relações com variáveis ambientais para que a manutenção das espécies e dos recursos ecossistêmicos proporcionados por elas se perpetuem.

Agradecimentos

Agradeço a CAPES pela bolsa de estudos, e os fomentos do CNPq/PELD (#558069/2009-6), CAPES/PROCAD - UnB/UNEMAT (#109/2007) e CAPES/Proap; a equipe do Laboratório de Entomologia Aquática da UNEMAT/NX, e em especial a Mariana G. Pavan e Andrezza S. H. Victoriano por contribuições na identificação dos *taxa*, e a Frederico F. Salles (UFES) pelo auxílio taxonômico e discussões iniciais.

Referências Bibliográficas

- BAPTISTA, DF., BUSS, DF., DIAS, LG., NESSIMIAN, JL., Da SILVA, ER., e De MORAES NETO, AHA., 2006. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs : ultrastructure of mouthparts. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 42, no. 2, p. 87-96.
- BELLO, CL. e CABRERA, MIF., 2001. Alimentación ninfal de Leptophlebiidae (Insecta : Ephemeroptera) en el Caño Paso del Diablo, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, vol. 49, no. 3-4, p. 999-1003.
- BEZERRA, FA., 2012. Variação temporal da decomposição de detritos foliares em córregos de cabeceira no Cerrado. Brasília: Universidade de Brasília. 94 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia.
- BISPO, PC. e OLIVEIRA, LG., 2007. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 24, no. 2, p. 283-293.
- BISPO, PC., OLIVEIRA, LG., BINI, LM. e SOUSA, KG., 2006. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 66, no. 2B, p. 611-622.
- BISPO, PC., OLIVEIRA, LG., CRISCI, VL. e SILVA, MM., 2001. A pluviosidade como fator de alteração na entomofauna bêntonica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, vol. 13, no. 1, p. 1-9.
- BLEICH, ME., CARLOS, J. e ROSSETE, AN., 2009. Variação temporal e espacial das características limnológicas de um ecossistema lótico no Cerrado do Mato Grosso. *Biotemas*, vol. 22, no. 2, p. 161-171.
- BRANDO, PM., COE, MT., DEFRIES, R. e AZEVEDO, AA., 2013. Ecology, economy and management of an agroindustrial frontier landscape in the southeast Amazon. *Phil. Trans. R. Soc. B*, vol. 368, p. 1-9.
- BRASIL, LS., SHIMANO, Y., BATISTA, JD. e CABETTE, HSR., 2013. Effects of environmental factors on community structure of Leptophlebiidae (Insecta : Ephemeroptera) in Cerrado streams , Brazil. *Iheringia, Sér. Zool.*, vol. 103, no. 3, p. 260-265.
- BUSS, DF., BAPTISTA, DF., SILVEIRA, MP., NESSIMIAN, JL. e DORVILLE, LFM., 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 481, p. 125-136.
- CABETTE, HSR., GIEHL, NF., SILVA, KD., JÜEN, L. e BATISTA, JD., 2010. Gerromorpha (Insecta: Heteroptera) da Bacia Hidrográfica do Rio Suiá-Missu, MT: riqueza relacionada a qualidade da água e hábitat. In SANTOS, JE., GALBIATI, C.,

- MOSCHINI, LE., *Gestão e educação ambiental - água, biomonitoramento e cultura*, 2 ed. São Carlos: RiMa. p. 113-137.
- CLARKE, KR., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, vol. 18, p. 117-143.
- COUCEIRO, SRM., HAMADA, M., LUZ, SLB., FORSBERG, BR. e PIMENTEL, TP., 2007. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus. *Hydrobiologia*, vol. 575, p. 271-284.
- COUTINHO, L. M., 2002. O Bioma do Cerrado. In KLEIN, AL., *Eugen Warming e o Cerrado brasileiro um século depois*. São Paulo: Unesp. p. 13-23.
- CUMMINS KW., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomologic*, vol. 18, p. 183-206.
- DIAS-SILVA, K., CABETTE, HSR., GIEHL, NFS. e JUEN, L., 2013. Distribuição de Heteroptera aquáticos (Insecta) em diferentes tipos de substratos de córregos do cerrado matogrossense. *Entomobrasilis*, vol. 6, no. 2, p. 132-140.
- DOMÍNGUEZ, E., MOLINERI, C., PESCADOR, ML., HUBBARD, M. e NIETO, C., 2006. Ephemeroptera of South America. In *Aquatic biodiversity in Latin America (ABLA)*, vol.2. Sofia-Moscow: Pensoft. 646 p.
- DOMÍNGUEZ, E., ZÚNIGA MC. e MOLINERI, C. 2002. Estado actual del conocimiento y distribución del Orden Ephemeroptera (Insecta) en la región Amazónica. *Caldasia*, vol. 24, no. 2, p. 459-469.
- EITEN, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, vol. 38, p. 201-341.
- ELLIOTT, JM., 2011. The mayflies of Europe (Ephemeroptera). *Freshwater Reviews*, vol. 5, no. 2, p. 169-170.
- FAITH, DP., e NORRIS, RH., 1989. Correlation of environmental variables with patterns of distribution and abundance of common and rare freshwater macroinvertebrates. *Biological Conservation*, vol. 50, p. 77-98.
- FEARNSIDE, PM., 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. *Megadiversidade*, vol. 1, no. 1, p. 113-123.
- GASITH, A. e RESH, VH., 1999. Streams in mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* vol. 30, p. 51-81.
- GASTON, KJ., 2008. Biodiversity and extinction: the importance of being common. *Progress in Physical Geography*, vol. 32, no. 1, p. 73-79.
- GASTON, KJ., 2012. The importance of being rare. *Ecology*, vol. 487, p. 46-47.
- HAMID, SA. e RAWI, CSMD., 2011. Influence of substrate embeddedness and canopy cover on the distribution of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) in tropical river. *Aquatic Insects*, vol. 33, no. 4, p. 281-292.

- INMET, 2014. Instituto Nacional de Meteorologia, Brasil. Electronic database accessible at: <http://www.inmet.gov.br/portal/> (accessed 04 February 2014).
- JACKSON, DA., 1993. Stopping rules in Principal Components Analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, vol. 74, no. 8, p- 2204-2214.
- JACOBSEN, D., CRESSA, C., MATHOOKO, JM. e DUDGEON, D., 2008. Macroinvertebrates: composition, life histories and production. In DUDGEON, D. *Tropical stream ecology*. San Diego: Elsevier. p. 65-105.
- JUEN, L., NOGUEIRA, DS., SHIMANO, Y., VIEIRA, LCG. e CABETTE, HSR., 2013. Concordance between Ephemeroptera and Trichoptera assemblage in streams from Cerrado – Amazonia transition. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, vol. 49, no. 2, p. 129-138.
- KINGSOLVER, JG., WOODS, HA., BUCKLEY, LB., POTTER, KA., MACLEAN, HJ. e HIGGINS, JK., 2011. Complex Life Cycles and the Responses of Insects to Climate Change. *Integrative and Comparative Biology*, vol. 51, no. 5, p. 719-732.
- KUNIN, WE., e GASTON, KJ., 1993. The biology of rarity: patterns, causes and consequences. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 8, p. 298-301.
- LAGOS, MCC., 2009. Produção de serapilheira e chuva de sementes em uma floresta de galeria em Nova Xavantina-MT. Nova Xavantina: Universidade do Estado de Mato Grosso. 76 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação.
- LANDEIRO, VL., HAMADA, N., GODOY BS. e MELO, AS., 2010. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, vol. 649, p. 355-363.
- LEGENDRE, P., LEGENDRE, L., 2012. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam, p. 899.
- MacDADE, LS., RODEWALD, PG. e HATCH, KA., 2011. Contribution of emergent aquatic insects to refueling in spring migrant songbirds. *Auk*, vol. 128, p.127-37.
- MAGURRAN, AE., e HENDERSON, PA., 2010. Temporal turnover and the maintenance of diversity in ecological assemblages. *Phil. Trans. R. Soc. B*, vol. 365, p. 3611-3620.
- MARIMON, BS., FELFILI, JM., LIMA, EDS., GONÇALVES, WM. e MARIMON-JÚNIOR, BH., 2010. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado / Amazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazonica*, vol. 40, no. 1, p. 107-118.
- McGILL, BJ., ETIENNE, RS., GRAY, JS., ALONSO, D., ANDERSON, MJ., BENECHA, HK., DORNELAS, M., ENQUIST, BJ., GREEN, JL., HURLBERT, HF., MAGURRAN, AH., MARQUET, AE., MAURER, P., OSTLING, A., SOYKAN, CU., UGLAND, KI. e WHITE, EP., 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology letters*, vol. 10, p. 995-1015.

- MINSHALL GW., 1984. Aquatic insect–substratum relationships. In RESH VH. and ROSENBERG DMCP. *The Ecology of Aquatic Insects*. Nova York: Praeger. p. 358-399.
- MISHRA, AS. e NAUTIYAL, P. 2013. Longitudinal distribution of benthic macroinvertebrate assemblages in a Central Highlands river, The Tons (Central India). *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, vol. 83, no. 1, p. 47-51.
- OKSANEN, J., GUILLAUME BLANCHET, F., KINDT, R., LEGENDRE, L., O'HARA, RB., SIMPSON, GL., SOLYMOS, P., HENRY, M., STEVENS, H. e WAGNER, H. 2011. *Vegan: Community Ecology Package*. R package - version 1.17-6. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OLIVEIRA, ALH. e NESSIMIAN, JL., 2010. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 22, no. 4, p. 424-441.
- OLIVEIRA, LG. e BISPO, PC., 2001. Ecologia de comunidades das larvas de Trichoptera Kirby (Insecta) em dois córregos de primeira ordem da Serra dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 18, no. 4, p. 1245-1252.
- OLIVEIRA, LG., BISPO, PC. e SÁ, NC., 1997. Ecologia de comunidades de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos do Parque Ecológico de Goiânia, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 14, no. 4, p. 867-876.
- PECK, DV., AVERILL, DK., HERLIHY, RM., HUGHES, PR., KAUFMANN, DJ., KLEMM, JM., LAZORCHAK, FH., McCORMICK, SA., PETERSON, MR., CAPPAERT, T., MAGE, E. e MONACO, PA., 2006. *Environmental Monitoring and Assessment Program—Surface Waters Western Pilot Study: field operations manual for non-wadeable rivers and streams*. Office of Research and Development. Washington: US Environmental Protection Agency. 35p.
- PERES-NETO, PR., JACKSON, DA. e SOMERS, KM., 2003. Giving meaningful interpretation to ordination axes: assessing loading significance in Principal Component Analysis. *Ecology*, vol. 84, no. 9, p. 2347-2363.
- SANSEVERINO, AM. E NESSIMIAN, JL., 2008. Larvas de Chironomidae (Diptera) em depósitos de folhiço submerso em um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica (Rio de Janeiro, Brasil. *Ver. Bras. Ent.*, vol. 52, p. 95-104.
- SHIMANO, Y., CABETTE, HSR., SALLES, FF. e JUEN, L., 2010. Composição e distribuição da fauna de Ephemeroptera (Insecta) em área de transição Cerrado-Amazônia, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, vol. 100, no. 4, p. 301-308.
- SHIMANO, Y., JUEN, L., SALLES, FF., NOGUEIRA, DS. e CABETTE, HSR., 2013. Environmental and spatial processes determining Ephemeroptera (Insecta) structures in tropical streams. *Ann. Limnol. – Int. J. Lim.*, vol. 49, p. 31-41.

SHIMANO, Y., SALLES, FF. E JUEN, L., 2013. Study of the mayfly order Ephemeroptera (Insecta) in Brazil: a scientometric review. *Rev. Bras. entomol.* vol.57 no.4. p. 1-6.

SHIMANO, Y., SALLES, FF., FARIA, LRR., CABETTE, HSR. e NOGUEIRA, DS., 2012. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, vol. 102, no. 2, p. 187-196.

SIQUEIRA, T., BINI, LM., ROQUE, FO., COUCEIRO, SRM., TRIVINHO-STRIXINO, S. e COTTENIE, K., 2011. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography*, vol. 35, p. 183-192.

SOUZA, HML., JUEN, L. e CABETTE, HSR., 2010. Diversidade beta de Baetidae (Ephemeroptera) em córregos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba (MT). In SANTOS, JE., GALBIATI, C., MOSCHINI, LE. *Gestão e educação ambiental- Água, biomonitoramento e cultura*, 3th ed. São Carlos: RiMa. p. 109-123.

SOUZA, HMS., CABETTE, HSR. e JUEN, L., 2011. Baetidae (Insecta, Ephemeroptera) em córregos do cerrado matogrossense sob diferentes níveis de preservação ambiental. *Iheringia, Sér. Zool.*, vol. 101, p. 181-190.

SPITALE, D., 2012. A Comparative study of common and rare species in spring habitats. *Ecoscience*, vol. 19, no. 1, p. 80-88.

THORP, JH., THOMS, MC., DeLONG, MD., 2006. The riverine ecosystem synthesis : biocomplexity in river networks across space and time. *River. Res. Appl.* vol. 147, p. 123-147.

YOKOYAMA, E., PACIENCIA, GP., BISPO, PC., OLIVEIRA, L. G. e BISPO, PC., 2012. A sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e Trichoptera em um riacho de Cerrado do Sudeste do Brasil ? *Ambiência*, vol. 8, no. 1, p. 73-84.

ZAR, J H., 2010. *Biostatistical Analysis*. London: Pearson. 944 p.

Apêndice

Apêndice A - Abundância das espécies/morfoespécies dos Ephemeroptera imaturos em 12 etapas de coleta (junho/11 a maio/12) em um córrego de Cerrado, Nova Xavantina, MT, Brasil.

Espécies/morfoespécies	Abundância
<i>Americabaetis alphas</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996	13
<i>Baetodes</i> sp.	1
<i>Caenis</i> sp.	279
<i>Callibaetis</i> sp. 1	20
<i>Callibaetis</i> sp. 2	7
<i>Cloeodes auwe</i>	2
<i>Cloeodes</i> cf. <i>hydaction</i>	9
<i>Cloeodes maracatu</i> Lima, Pinheiro & Massariol, 2013	158
<i>Farrodes</i> sp.	400
<i>Fittkaulus</i> sp.	1
<i>Miroculis</i> sp.	4355
<i>Ulmeritoides flavopedes</i> (Spieth, 1943)	24
<i>Waltzoyphius roberti</i> Thomas & Peru, 2002	6
<i>Zelusia principais</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998	18

Capítulo II

Respostas de insetos aquáticos (Leptophlebiidae) a um gradiente ambiental em sistemas lóticos tropicais

Resumo

Respostas de insetos aquáticos (Leptophlebiidae) a um gradiente ambiental em sistemas lóticos tropicais

A heterogeneidade ambiental é essencial para a manutenção das comunidades biológicas, em razão disso, a homogeneização dos habitats causada por atividades antrópicas tornou-se um risco eminente à conservação. Neste cenário, testou-se as hipóteses de que a perda de qualidade ambiental em riachos tropicais causariam diminuições na abundância de espécimes e na riqueza de espécies (i), além de mudanças na composição de espécies e na dinâmica das populações de Leptophlebiidae (ii). As comunidades de Leptophlebiidae imaturos foram amostradas em 18 córregos sob diferentes níveis de conservação localizados no Bioma Cerrado, Brasil. A integridade ambiental dos sítios foi aferida através do Índice de Integridade de Habitat (IIH) que gera valores de zero a um, referente à integridade ambiental a partir de características do uso do solo, da extensão e conservação das matas ciliares e estado de conservação e de retenção dos leitos dos riachos. Coletou-se 4.945 Leptophlebiidae imaturos, distribuídos em 16 espécies/morfoespécies. A largura da vegetação ciliar e o estado de conservação do canal foram as principais características ambientais associadas a sítios mais preservados e alterados, respectivamente. Em média, a cada redução de 0,1 no valor do IIH ocorreram perdas de cinco espécimes e de uma espécie. Houve substituição parcial da composição das comunidades ao longo do gradiente, populações mais sensíveis ocorreram apenas nos locais com integridade acima de 0,6. Recomenda-se a utilização desse grupo para o biomonitoramento de riachos inseridos em regiões sob pressão antropogênica. Em virtude da importância da vegetação ciliar na biota aquática, como medida mitigadora às alterações aqui registradas, sugere-se que se recomponha ao menos o mínimo de largura de mata ciliar estabelecida por lei.

Palavras chave: Antropização; Conservação; Mata ciliar; Ephemeroptera; *Terpides sooretame*.

Abstract

Responses of aquatic insects (Leptophlebiidae) to an environmental gradient in tropical lotic systems

Environmental heterogeneity is essential to maintain biological communities. Therefore, habitat homogenization caused by human activities became an imminent conservation risk. In this scenario, the hypothesis that loss of environmental quality in tropical streams would lead to (i) a decrease in abundance and species richness, and (ii) changes in species composition and in Leptophlebiidae population dynamics. The community of immature Leptophlebiidae was sampled in 18 streams of different conservation levels, located in the Cerrado biome, Brazil. The environmental integrity of the sites was assessed using the Habitat Integrity Index (HII), which generates values ranging from zero to one. These values refer to environmental integrity based on: soil use characteristics, extension and conservation of riparian forests, and conservation and retention levels of the streambeds. A total of 4.945 immature Leptophlebiidae individuals were sampled, and comprised 16 species/morphospecies. Riparian vegetation width and channel conservation were the main environmental characteristics associated to more preserved and changed sites, respectively. In average, each reduction of 0.1 in HII value led to the loss of five specimens and of one species. There was a partial substitution in community composition along the gradient. More sensitive populations occurred in sites with integrity values above 0.6. The use of such group is recommended in the biomonitoring of streams located in regions undergoing anthropogenic pressure. A riparian forest recomposition to at least the minimum width demanded by legislation is recommended as a mitigation measure for the changes reported in this study. This measure is important due to the importance of riparian vegetation to the aquatic biota.

Keywords: Anthropization; Conservation; Riparian forest; Ephemeroptera; *Terpides sooretame*.

Introdução

A variabilidade do habitat é um fator importante para o sucesso da colonização e estabelecimento das comunidades biológicas nos ambientes aquáticos (Tate e Heiny, 1995; Wahl et al., 2013), pois ambientes mais heterogêneos contemplam o hábitat e as especificidades de um número maior de espécies (Warfe et al., 2008). De forma que a perda da qualidade ambiental torna-os mais homogêneos e com consequências negativas, reduzindo a riqueza de espécies e alterando a abundância e composição das comunidades (Castello, 2008; Axelsson et al., 2011; Dolný et al., 2012; Ligeiro et al., 2013; Suga e Tanaka, 2013; Wahl et al., 2013; Carvalho et al., 2013;), além de modificar a distribuição das espécies sensíveis (Souza et al., 2011; Monteiro-Júnior et al., 2013).

A integridade biótica dos riachos persiste a mudanças físicas e químicas naturais que ocorreram ao longo do tempo, pois as espécies são resilientes às mudanças quando em condição normais, existindo uma história de compartilhamento evolutivo a essas situações (Karr, 1999). Porém, quando essas são advindas das atividades antrópicas, em geral mais intensas e frequentes, suas consequências são negativas às comunidades. Assim, Alteram as taxas de riqueza, dominância de espécies e a estrutura trófica das comunidades, especialmente em consequência de mudanças na hidrologia dos riachos e das modificações de habitats que alteram as fontes de energia das quais dependem (Karr, 1981).

Essas perdas estão fortemente ligadas a mudanças no uso do solo, na conservação e extensão das matas ciliares e no estado de conservação do canal dos riachos (Nessimian et al., 2008; 2013), alterando o balanço de nutrientes, sedimentos, detritos e substratos que são essenciais para a estrutura trófica das comunidades (Allan, 2004; Yoshimura, 2012), principalmente devido modificações na mata ciliar que causam redução de fragmentadores e aumento de raspadores, em decorrência da menor oferta de folhigo e maior entrada de luz nos riachos alterados (Brasil et al., 2013).

A heterogeneidade ambiental é um fator crucial para a distribuição da biodiversidade aquática (Popielarz e Neal, 2007), pois possibilita o estabelecimento mútuo de organismos com diferentes exigências ambientais, permitindo maior diversidade morfológica, funcional e ecológica devido ao maior particionamento de nichos (Holzman et al., 2011; Heino, 2013). Locais alterados tornam-se ambientalmente

mais homogêneos, provocando declínios na diversidade com redução de organismos especialistas e dominância de generalistas (Popielarz e Neal, 2007).

Entre os macroinvertebrados bentônicos, a família Leptophlebiidae está entre os elementos bióticos dominantes de riachos neotropicais (Savage, 1987; Domínguez et al., 2006), são abundantes, diversos e tem ampla distribuição, estando em ambientes lóticos ritrais ou potamais e semi-lóticos, tais como represamentos ritrais ou brejos de altitude (Da Silva et al., 2010). Ainda, são cruciais para a ciclagem de nutrientes dos ecossistemas aquáticos, como integrantes de grupos funcionais alimentares raspadores, filtradores e fragmentadores de matéria orgânica (Baptista et al., 2006; Bello e Cabrera, 2001; Shimano et al., 2012; Brasil et al., 2013).

No leste do Mato Grosso, os Leptophlebiidae são os Ephemeroptera mais abundantes, com maior diversidade funcional alimentares e o segundo mais diverso em número de espécies, distribuem-se desde nascentes até rios de maiores ordens estando, preferencialmente, em locais preservados ou pouco alterados (Shimano et al., 2010), sendo recomendados como indicadores de qualidade ambiental (Brasil et al., 2013).

As alterações ambientais tornam-se mais preocupantes na medida em que o conhecimento acerca da diversidade do planeta permanece incipiente, uma vez que a biodiversidade global formalmente catalogada, bem como sua estimativa, variam em mais de uma ou duas ordens de magnitude (Whittaker et al., 2005), o que repercute nos insetos aquáticos, tanto em âmbito global quanto regional (Contador et al., 2012).

Nesse contexto, entre os Ephemeroptera, as pesquisas brasileiras existentes estão mais concentradas nas regiões sul e sudeste (*Wallacean shortfall*), e por vezes com resolução taxonômica baixa (*Linnean shortfall*). Trabalhos que tratam de conservação ou que os relacionam com as variáveis ambientais são reduzidos (Shimano et al., 2013), caracterizando uma lacuna no conhecimento acerca desses organismos e das suas relações com a diversidade ambiental, de forma que algumas espécies podem ser extintas antes mesmo de serem formalmente catalogadas pela ciência (Primack e Rodrigues, 2001).

Assim, considerando o aumento dos distúrbios antrópicos e a necessidade de ampliação no conhecimento sobre os insetos aquáticos, amplamente difundidos como bioindicadores (Silva et al., 2010; Corbi et al., 2013; Monteiro-Júnior et al., 2013), avaliamos a integridade ambiental de córregos de Cerrado e relacionamos as variações encontradas com a estrutura das comunidades e populações de Leptophlebiidae, testando as hipóteses (i) de que a perda de qualidade ambiental acarretaria na

diminuição da abundância de espécimes e na riqueza de espécies, partindo da premissa de que ambientes mais alterados tornam-se mais homogêneos, o que levaria a diminuição de recursos e diversidade de habitats; (ii) mudanças na composição de espécies e na dinâmica das populações estariam relacionadas às alterações ambientais antrópicas, uma vez que seu estabelecimento se dá prioritariamente nos locais com condições ambientais favoráveis.

Material e métodos

Foram amostrados dezoito locais (sítios) em córregos de primeira a terceira ordens (de acordo com classificação de Strahler, 1957) com largura média de $3,4 \pm 1,8$ m (média \pm desvio) e profundidade média de $0,5 \pm 0,2$ m, localizados no Bioma Cerrado em três subacias hidrográficas: Corrente, Pindaíba e Suiá-Missu, todas localizadas na região leste do Estado de Mato Grosso, Brasil (Figura 1). A Subacia do Rio Suiá-Missu é tributária do Rio Xingu, abrangendo parte dos municípios de Querência, Ribeirão Cascalheira e Canarana, em áreas de Cerrado e Transição Cerrado – Amazônia; as do Rio Corrente e do Rio Pindaíba, são tributárias do Rio das Mortes, e abrangem parte dos municípios de Barra do Garças, Araguaiana, Cocalinho e Nova Xavantina, em domínio de Cerrado.

O clima da região é do tipo Aw (Peel et al., 2007), tropical sazonal com duas estações bem definidas, uma seca de maio a outubro e outra chuvosa de novembro a abril. No período de estudo a Subacia do Suiá-Missu teve precipitação anual de 1,650 mm e temperatura média mensal de $25,2^{\circ}\text{C}$ (2007/2008), e as Subacias do Pindaíba e Corrente precipitação anual de 1.315 mm e temperatura média de $26,4^{\circ}\text{C}$ (2005), (INMET, 2013).

Entre os sítios estudados existe um gradiente de usos do solo na matriz além da zona ripária, composto por seis sítios (33 %) com florestas naturais contínuas (*Savana forest*), quatro (22%) com florestas em regeneração (capoeira), seis (33 %) com pastagens artificiais (*Brachiaria* spp.), e 2 (12 %) com áreas de agricultura de ciclo curto (soja, milho ou milheto).

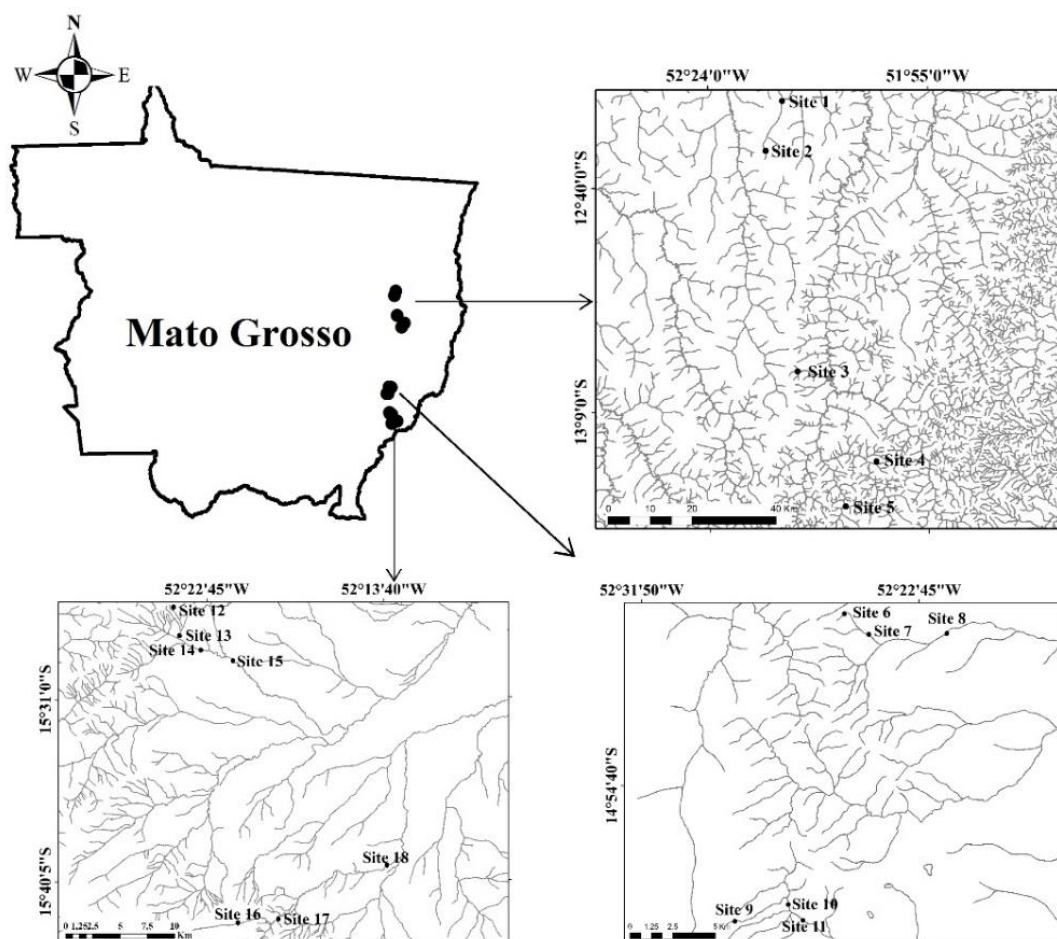


Figura 1. Distribuição espacial dos 18 sítios localizados nas Subacias do Suiá-Missu (1-5), Pindaíba (6-11) e Corrente (12-18) em sistemas lóticos tropicais, MT, Brasil.

Coleta de material biológico

As coletas foram replicadas em três épocas do ano em todos os sítios (chuvas, início de chuvas e seca), na Subacia do Suiá-Missu, em setembro (início de chuvas), dezembro de 2007 (chuvas), e em maio de 2008 (seca) e nas Subacias do Pindaíba e Corrente em janeiro (chuvas), julho (seca) e outubro de 2005 (início de chuvas). Esse delineamento busca capturar as variações temporais de abundância ou ocorrência das espécies, minimizando os efeitos da sazonalidade climática que existe no Bioma Cerrado e que poderia criar viés na amostragem das espécies.

Em cada sítio foi demarcado uma transecção de 100 m lineares na margem direita do córrego, subdividida em 20 segmentos de 5 m cada. Em cada segmento foram coletadas três subamostras de substrato, do centro para a margem, com coador de 18 cm de diâmetro e malha de 250 μ m (rapiché) (Cabette et al., 2010). O material foi separado em campo e conservado em álcool a 85%. A identificação dos Leptophlebiidae foi

realizada através das chaves de identificação de Domínguez et al. (2006), Salles (2006) e Dias et al. (2007) e os exemplares foram depositados como material testemunho na Coleção Zoobotânica “James Alexander Ratter”, na Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) *campus* de Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Coleta de dados ambientais

A integridade ambiental foi mensurado utilizando o protocolo proposto por Nessimian et al. (2008; 2013), que consiste em doze questões (Anexo A) que mensuram as condições ambientais locais, avaliando o uso do solo, a presença e o estado de conservação da zona ripária, características do curso d'água e da morfologia destes, gerando o Índice de Integridade de Hábitat (HII) para cada local. Cada questão é composta por quatro a seis alternativas, ordenadas dos menores para os maiores aspectos percebíveis relativos à integridade do hábitat, com o índice final variando entre zero e um, sendo os locais com valores mais próximos de um os mais íntegros.

Esse Índice tem sido corriqueiramente utilizado para análises de impactos ambientais sobre comunidades de insetos aquáticos, e vem apresentando bons resultados com diversos *taxa* e regiões (e.g. Dias-Silva et al., 2010; Silva et al., 2010; Souza et al., 2011; Pereira et al.; 2012; Silva-Pinto et al., 2012; Carvalho et al., 2013; Brasil et al., 2013).

Análise de dados

Para reduzir o dimensionamento das variáveis ambientais e visualizar a disposição dos sítios no gradiente, utilizou-se de Análise de Componentes Principais (PCA). Os eixos utilizados na ordenação foram selecionados pelo método de aleatoriedade obtida pelo modelo de *broken-stick* (Jackson, 1993). Analisou-se as correlações das 12 questões que compõem o HII com os eixos da PCA (*loadings*) considerando o ponto de corte de 0,7 (Peres-Neto et al., 2003).

Cada sítio representou uma unidade amostral, seja para abundância ou riqueza, com as vinte subamostras de cada sítio utilizadas apenas para o cálculo da estimativa de riqueza de espécies. Assim, para testar a hipótese (i) de que perdas de qualidade ambiental acarretariam na diminuição da abundância e riqueza fez-se uso de regressões lineares simples, tomando a abundância de espécimes e riqueza estimada de espécies

como variáveis dependentes e os valores locais do IHH como variável independente (Zar, 2010).

A riqueza estimada utilizada na regressão foi calculada a partir do estimador não paramétrico *jackknife* de 1ª ordem (Colwell e Coddington, 1994), com o *Software EstimateS Win* [versão 7.5.0] (Colwel, 2004). Essa estimativa é recomendada para trabalhos com viés conservacionistas por dar importância mais evidente às espécies raras (De Marco e Siqueira, 2009).

Mantendo os sítios como unidades amostrais, utilizou-se a Análise de Coordenadas Principais (*Principal Coordinates Analysis* – PCoA) para ordenar as comunidades com base na similaridade de composição para os dados de abundância previamente transformados [$\log(x+1)$] (Legendre e Legendre, 2012), utilizando a medida de dissimilaridade de Bray-Curtis (Clarke, 1993).

Testou-se a hipótese (ii), de que perdas de qualidade ambiental acarretariam em mudanças na composição de espécies e distribuição das populações no gradiente ambiental, inicialmente com Correlações de Pearson (Zar, 2010), utilizando os *scores* dos eixos significativos da PCoA (1 e 2) como variáveis resposta e os valores do IHH como suas predictoras. Para verificar a distribuição das populações no gradiente fez-se a Análise de Gradiente (baseado em Landeiro et al., 2010) e testou-se a relação da proporção de ocorrência de cada espécie ao gradiente com modelos de regressão logística, mantendo a ocorrência das espécies nos sítios como variável resposta e os valores locais do IHH como suas variáveis predictoras. Para evitar os problemas de quebra de pressupostos da análise, foram analisadas somente as espécies que ocorreram em mais que cinco sítios.

Resultados

Qualidade dos habitats

Os Índices obtidos com o IIIH mostraram um gradiente ambiental que variou de 0,39 a 0,96, sendo 54% dessa variação explicada nos dois primeiros eixos da PCA. Entre as características de habitat analisadas, a largura da mata ciliar relacionou-se negativamente ao primeiro eixo (agrupamento dos sítios mais preservados) demonstra que a diminuição da largura de mata ciliar é o parâmetro que mais influencia negativamente a manutenção da integridade ambiental dos riachos. Já no segundo eixo, a estrutura do barranco que aborda o número de erosões e/ou escavações sob o barranco relacionou-se positivamente ao agrupamento dos três sítios mais alterados e áreas de corredeiras poções e meandros que retratam a heterogeneidade dentro do canal relacionaram-se negativamente a esse agrupamento (Figura 2, Tabela 1). Demonstrando que locais com maior largura de mata ciliar são mais íntegros e que os lugares mais alterados tem o canal mais homogeneizado.

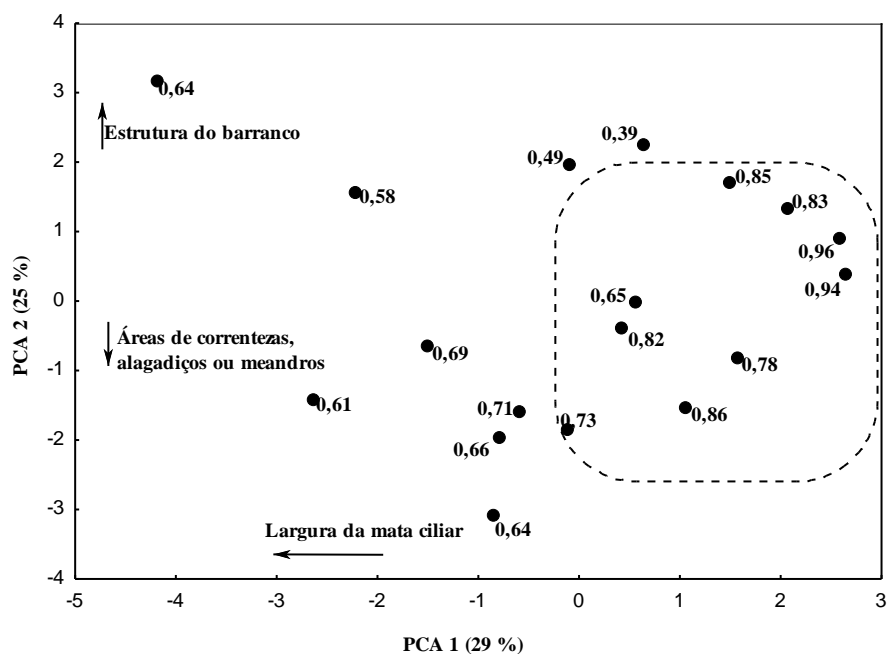


Figura 2. Análise das características dos habitats dos 18 sítios ordenados pelas questões do IIIH em ambientes lóticos tropicais, MT, Brasil. A linha tracejada destaca o agrupamento de sítios preservados e os números representam o valor de integridade ambiental.

Efeito do gradiente ambiental sobre a fauna de Leptophlebiidae

Foram coletados 4.945 Leptophlebiidae imaturos, os *taxa* mais abundantes foram *Miroculis* sp. com 1.785 (36,1 %), *Farrodes* sp. 1190 (24,1 %) e *Terpides sooretamae* Boldrini e Salles com 1078 (21,8 %), e os mais raros foram *Hydrosmilodon gilliesae* Thomas e Péru com 11 (< 1 %), *Microphlebia* sp. com cinco (< 1 %), e *Tikuna bilineata* (Needham e Murphy) com um (< 0,5 %) (Apêndice A).

A integridade ambiental exerceu efeito positivo sobre a abundância e a riqueza ($r^2= 0,413$; $p= 0,004$ e $r^2= 0,284$; $p= 0,022$, respectivamente) (Figuras 3 A e B), de forma que um aumento de 0,1 no IIH resulta em um acréscimo de cinco espécimes e de uma espécie.

Tabela 1. Correlações das questões do IIH com os Eixos I e II da PCA, em gradiente ambiental antropogênico de sistemas lóticos tropicais, MT, Brasil.

Características ambientais	Loadings	
	Eixo 1	Eixo 2
Padrão de uso da terra além da zona de vegetação ribeirinha	-0,518	-0,581
Largura da mata ciliar	-0,885	0,005
Estado de preservação da Mata Ciliar	-0,682	0,436
Estado da mata ciliar dentro da faixa de 10 m	-0,622	0,442
Dispositivos de retenção	-0,687	-0,536
Sedimentos no canal	-0,099	-0,556
Estrutura do barranco do rio	-0,376	0,773
Escavações sob o barranco	-0,312	0,583
Leito do rio	-0,493	-0,532
Áreas de correntezas, alagadiços ou meandros	-0,374	-0,763
Vegetação aquática no leito	-0,371	0,068
Detritos	-0,571	0,289
Autovalores	3,470	2,968
Broken-stick	3,103	2,103

A distribuição da composição da comunidade no gradiente ambiental ficou evidente no primeiro eixo da PCoA com 44% de explicação, destacando-se o agrupamento das comunidades dos sítios preservados, enquanto que os sítios alterados ficaram dispersos (Figura 4). A partir dessa análise, tomou-se os eixos principais da ordenação da composição da comunidade (1º e 2º eixo da PCoA), que melhor explicaram a distribuição da fauna no gradiente, e relacionou-se com Índice de Integridade de Habitat, obtendo-se forte relação com o eixo principal ($r^2= 0,783$; $p< 0,0001$) (Figura 5), mas o mesmo não ocorreu para o eixo secundário ($r^2= 0,001$; $p= 0,878$).

A distribuição das populações no gradiente ambiental evidenciou distinções entre as populações (Figura 6), nas quais se destacam no extremo mais preservado

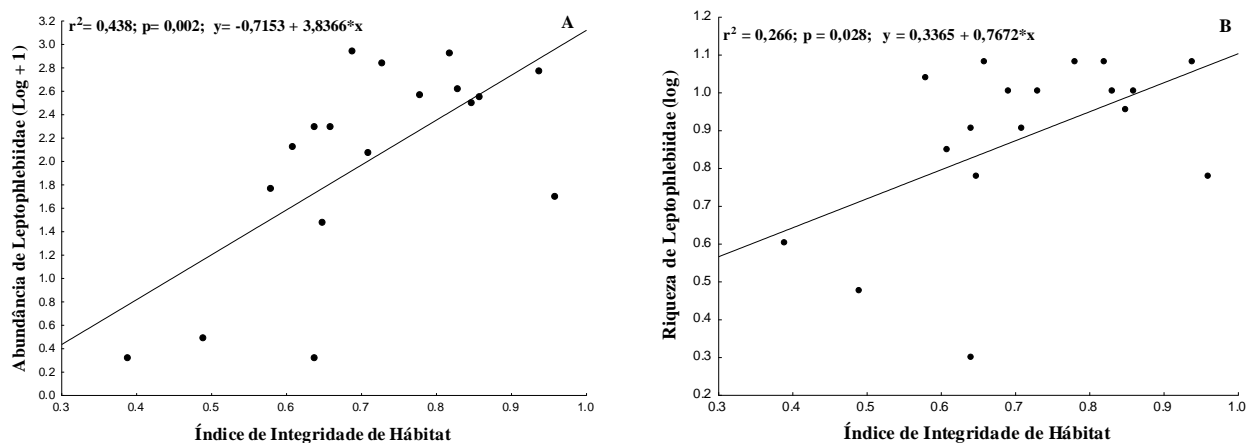


Figura 3. Relação do Índice de Integridade de Hábitat com a abundância (A) e a riqueza estimada (B) de Leptophlebiidae em sistemas lóticos tropicais, MT, Brasil.

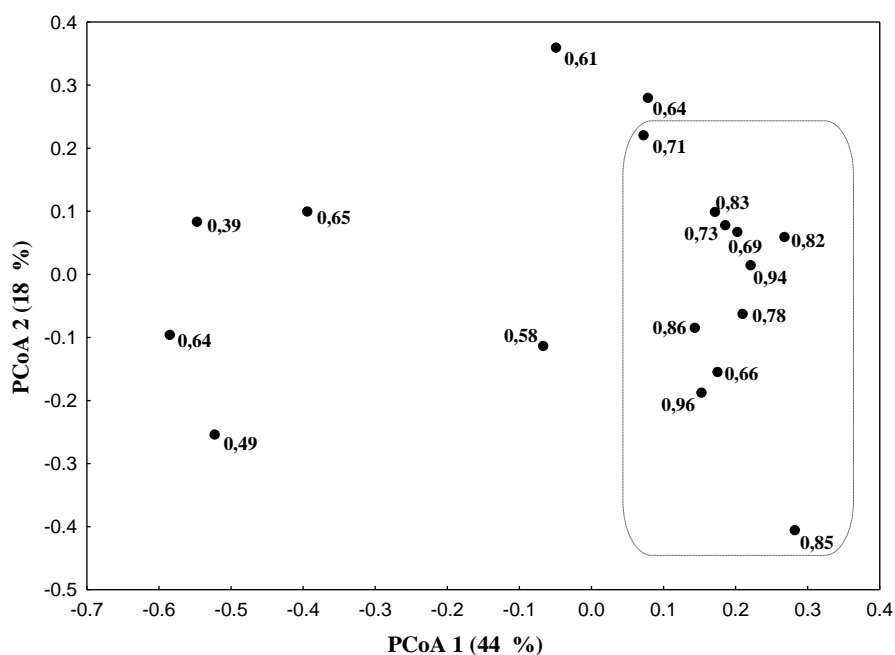


Figura 4. Ordenação da composição da comunidade de Leptophlebiidae (PCoA) nos 18 sítios em ambientes lóticos tropicais, MT, Brasil. A linha tracejada destaca o agrupamento dos sítios preservados e os números representam o valor de integridade ambiental.

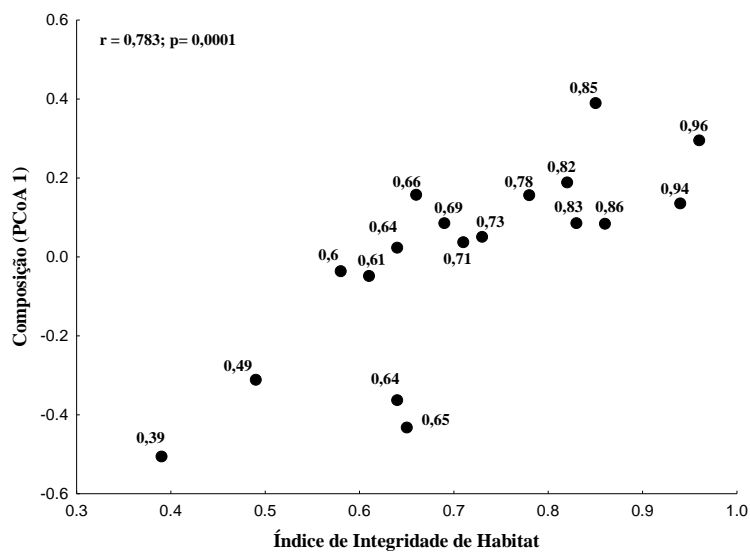


Figura 5. Correlação do índice de Integridade de Hábitat com o eixo principal da ordenação da composição da comunidade (PCoA) em gradiente ambiental antropogênico de sistemas lóticos tropicais, MT, Brasil. Os números representam o valor de integridade ambiental.

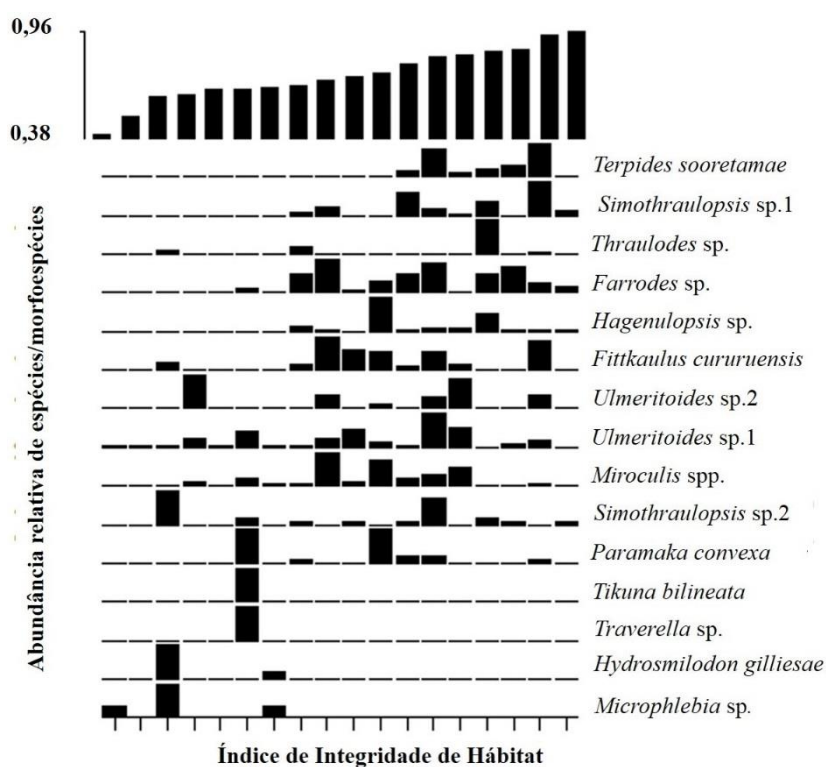


Figura 6. Distribuição das populações de Leptophlebiidae ordenadas no gradiente ambiental antropogênico de sistemas lóticos tropicais, MT, Brasil.

Terpides sooretamae e *Farrodes* sp., e *Simothraulopsis* sp.1 tiveram relação positiva ao aumento da integridade na regressão logística (Figuras 7 A - C), as demais populações não relacionaram-se significativamente a tal gradiente ($p > 0,05$).

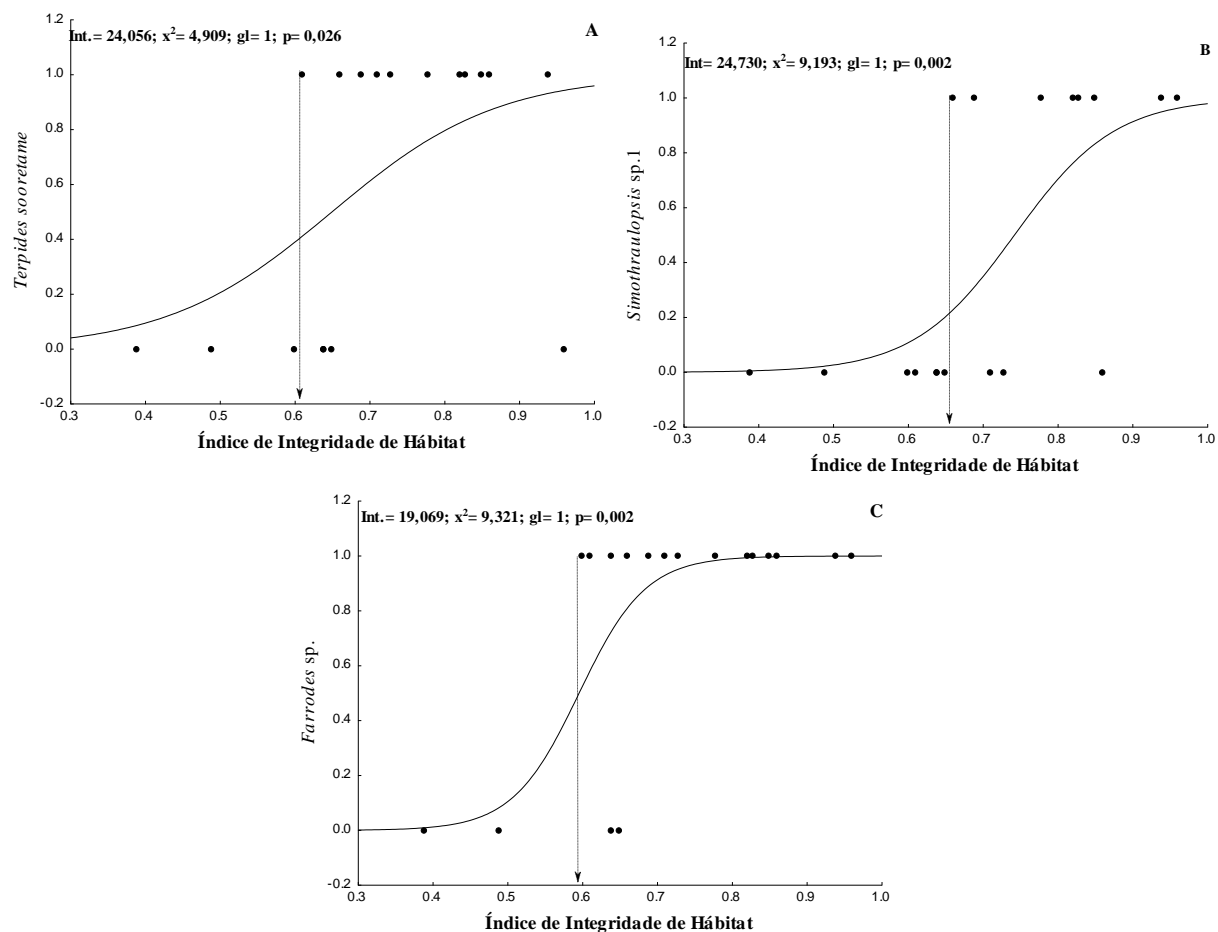


Figura 7. Relação da ocorrência de *Terpides sooretamae* (A), *Simothraulopsis* sp.1 (B) e *Farrodes* sp. (C) com gradiente ambiental (IIH) em sistemas lóticos tropicais, MT, Brasil. As setas tracejadas demonstram o limiar mínimo de integridade para ocorrência das espécies.

Discussão

Qualidade dos habitats

Quantificar as perturbações ambientais é um fator importante para a gestão dos recursos hídricos, pois o estabelecimento de critérios regularizadores depende da identificação de condições de referência (Brenden et al., 2008). Os resultados obtidos nesse trabalho detectaram um gradiente significativo de alterações antrópicas entre sítios, apontando a largura da mata ciliar como o principal parâmetro responsável pela variação de integridade ambiental.

Quando alterada, a mata ciliar causa mudanças na parte física (*e.g.* turbidez e condutividade) e química da água (*e.g.* nitrato, potássio, cálcio, magnésio). Em regiões sobre pressão agrícola, onde a contaminação por nitrogenados é corriqueira, a vegetação ciliar tem papel importante na desnitrificação das águas, pois tampona o canal, reduzindo a entrada de sedimentos, nutrientes, e outros contaminantes provenientes das áreas externas (Klapproth e Johnson, 2000; Dosskey et al., 2010; Wahl et al., 2013).

A perda de integridade apresentou correlação com parâmetros morfológicos do canal: estrutura do barranco e áreas de correntezas, alagadiços ou meandros. Isso ocorre devido ao avanço gradativo nos distúrbios que se iniciam com as mudanças no uso da terra além da vegetação ribeirinha, passa pelo avanço dessas atividades sobre a faixa de vegetação ripária e atinge a estrutura do canal, causando mudanças na dinâmica da vazão que leva ao assoreamento e a aceleração dos processos de escavação e deposição do leito (Allan, 2004; Bacellar, 2005).

Efeito do gradiente ambiental sobre a fauna de Leptophlebiidae

A integridade foi o fator preponderante para a estruturação das comunidades, pois tanto a abundância, quanto a riqueza e composição foram afetadas no gradiente ambiental investigado. Esses resultados corroboraram as hipóteses de que a redução da integridade acarretaria em diminuição de abundância, na riqueza de espécies, mudanças na composição e alteração na distribuição das populações.

Perdas de integridade detectadas com o mesmo protocolo (IIH) são mensuradas como boas preditoras para diversos grupos taxonômicos utilizando-se de diferentes

métricas: Dias-Silva et al. (2010) mostraram reduções nas riquezas de Gerromorpha (Heteroptera), Silva-Pinto et al., (2012) detectaram assimetrias morfométrica em Odonata, Pereira et al. (2012) alterações na composição de espécies de Trichoptera, Carvalho et al. (2013) alterações na riqueza de Odonatas e Brasil et al. (2013) reduções na abundância de Leptophlebiidae fragmentadores.

Perdas de até 42% nas riquezas de invertebrados são registradas em áreas onde atividades agrícolas além da zona ripária são intensivas, pois promovem a contaminação por pesticidas (Beketov et al., 2013). A forma de uso da terra além da zona riparia altera a riqueza e composição dos insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) (Nessimian et al., 2008, 2013), assim, Zweig e Rabeni (2001) e Allan (2004), relacionam perdas de riqueza e abundância à deposição de sedimentos, levando ao declínio da biodiversidade e, conseqüentemente dos serviços ecossistêmicos exercidos pelas espécies decorrentes de perdas de integridade ou alterações em métricas relacionadas a ela.

A teoria de manchas hierárquicas relata que a disposição de manchas ambientais em diferentes escalas ao longo do sistema é preditora da ocorrência das espécies, uma vez que elas se estabelecem de acordo com suas exigências ambientais, sendo suas disposições responsáveis pela composição das comunidades ao longo dos sistemas aquáticos (Thorp et al., 2006; 2008).

Assim, mudanças ambientais alteram os nichos das espécies, afetando sua capacidade demográfica (Chave, 2004), modificando as taxas de abundância, especialmente relacionadas à disponibilidade de recursos (Bispo et al., 2006), e as de riqueza principalmente relacionada com a heterogeneidade ambiental (Shimano et al., 2013a; Ligeiro et al., 2013), mudando parcialmente a composição das comunidades (Buss et al., 2002; Bispo et al., 2006; Dolný et al., 2012).

Quando a quantidade de recursos em um sítio torna-se inferior aos níveis médios regionais devido a alterações ambientais, a estrutura das comunidades torna-se parcial ou totalmente incongruente com a diversidade regional (Silva et al., 2010), já que mudanças na disponibilidade de recursos alteram a distribuição das comunidades de sistemas lóticos (Vannote et al., 1980; Poole, 2002).

Entre todos os Leptophlebiidae, a história de vida e os hábitos alimentares são fatores importantes para dinâmica de populações (Scrimgeour, 1991), sendo a distribuição dos grupos funcionais alimentares relacionadas intrinsecamente ao fluxo do rio e de recursos (e.g. matéria orgânica e perifíton) (Bello e Cabrera, 2001), assim,

alterações antropogênicas que mudam a disponibilidade desses recursos, também refletem em mudanças nessas comunidades.

É imprescindível identificar divergências nos padrões ecológicos de populações de uma dada comunidade para compreensão das variações na composição de espécies ao longo de gradientes ambientais. Assim, verificou-se que a população com maior relação a locais preservados foi *Terpides sooretamae*, espécie descrita recentemente e sem informações ecológicas a seu respeito (Salles et al., 2010). Sabe-se que o gênero *Terpides* Demoulin tem forte relação com as matas ciliares, estabelecendo-se próximo às margens de pequenos córregos sombreados (Domínguez et al., 2006), onde alimentam-se fragmentando matéria orgânica (Shimano et al., 2012; Brasil et al., 2013). Dessa forma, considerando a relação dessas espécies com a integridade, sua ampla distribuição e abundância nos sítios e a possibilidade de identificação a nível específico na forma imatura, recomenda-se sua utilização como indicadora de ambientes preservados.

O gênero *Farrodes* Peters é considerado de ampla plasticidade ambiental (Savage, 1987; Baptista et al., 2006; Domínguez et al., 2006) e a morfoespécie (*Farrodes* sp.) mostrou relação positiva com a integridade.

Também, positiva foi a relação de *Simothraulopsis* sp. 1. Sabe-se que essa morfoespécie difere dos outros do gênero em variações morfológicas (espinhos posterolaterais nos segmentos 6 a 9) e constatamos que também diferem ecologicamente, pois nesse estudo divergiu de *Simothraulopsis* sp. 2, o qual não indicou sensibilidade às alterações ambientais. Assim, recomenda-se que não haja utilização desses *taxa* em nível genérico para trabalhos que avaliem impactos ambientais, sendo necessário avançar na taxonomia, pois tratamentos redundantes podem levar a equívocos referentes à bioindicação.

Hydrosmilodon gilliesae Thomas e Péru e *Traverella* sp. participam da guilda de coletores filtradores (Cummins, 1973; Allan e Castillo, 2007; Polegatto e Froehlich, 2003), e ocorreram em sítios mais alterados, assim, acredita-se que eles podem ter sido favorecidos por depósitos de detritos característicos desses ambientes, já que segundo Nessimiam et al. (2008) a redução da largura da mata ciliar causa aumento na quantidade de detritos nos canais, mas o baixo número de indivíduos não permitiu análise robusta acerca desses *taxa* para indicá-los para monitoramentos.

De forma geral, a redução da integridade ambiental já causou perdas consideráveis nas comunidades de Leptophlebiidae. Assim, considerando a média de

integridade dos sítios deste estudo (0,7) e extrapolando esse valor ao tamanho do efeito das regressões, constata-se que em média já houve perda de 15 espécimes e cinco espécies por sítio nas áreas desse estudo, o que conseqüentemente alterou a composição das comunidades ao longo do gradiente, pois a maioria das populações ocorreu no extremo mais preservado do gradiente ambiental.

Conclusões

A largura da mata ciliar foi o principal parâmetro que influenciou na variação de integridade ambiental dos riachos investigados, relacionando-se negativamente aos sítios mais preservados, sendo preponderante sua conservação ou restauração para manutenção da integridade ambiental.

Documentou-se a perda de indivíduos e de espécies relacionadas a essas alterações, o que conseqüentemente alterou a composição das comunidades e a ocorrência de algumas populações ao longo do gradiente ambiental. Entre as populações, recomenda-se *Terpides sooretame* para programas de biomonitoramento de qualidade para sistemas lóticos.

O gradiente ambiental detectado com o Índice de Integridade de Hábitat, causou alterações faunísticas representativas nos Leptophlebiidae. Assim, recomenda-se atenção especial para aqueles riachos inseridos em regiões de grande interesse para a produção de alimentos (agropecuária) que estão sofrendo alterações estruturais, uma vez que o número de unidades de conservação nessas regiões é mínimo e a fiscalização ambiental é insuficiente para garantir a conservação das espécies e manutenção da integridade ambiental. Como medida mitigadora, sugerimos, fortemente, que a legislação ambiental seja cumprida, preservando/recuperando ao menos o mínimo de mata ciliar estabelecida por lei.

Agradecimentos

Agradeço a CAPES pela bolsa de estudos, ao CNPq (# 520268/2005-9), e FAPEMAT (# 098/2004 e 0907/2006) pelo apoio financeiro aos projetos. Aos acadêmicos do Laboratório de Entomologia Aquática da UNEMAT/NX, e em especial a Lourivaldo A. de Castro e Herson de Souza Lima pelo apoio logístico, a Yulie Shimano e Mariana G. Pavan por contribuições na identificação dos *taxa* e a Frederico F. Salles pelo auxílio taxonômico e leitura do manuscrito.

Referências bibliográficas

Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol.* **35** 257-84.

Allan, J.D.; Castillo, M.M., 2007. *Stream ecology: structure e function of running waters*, 2nd ed. Chapman e Hall, New York, NY.

Axelsson, E.P., J., Hajalten, C.J., LeRoy, T.G., Whitham, R., Julkunen-Tiitto, A., Wennstrom, 2011. Leaf litter from insect-resistant transgenic trees causes changes in aquatic insect community composition. *J. Appl. Ecol.* **48** 1472-1479.

Bacellar, L.A.P., 2005. O papel das florestas no regime hidrológico de bacias Hidrográficas. *Geo.br.* **1** 1-39.

Baptista, D.F, Buss, D.F, Dias, L.G, Nessimian JL, Da Silva ER, de Moraes Neto, AH, Carvalho, SN, de-Oliveira, MA, Andrade, LR., 2006. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. *Ann Limnol-Int J Lim* **42** 87-96.

Bello, L.C.C., Cabrera, I.M., 2001. Alimentación ninfal de Leptophlebiidae (Insecta : Ephemeroptera) en el Caño Paso del Diablo, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* **49**, 999-1003.

Beketov, M.A., Kefford, B.J., Schäfer, R.B., Liess, M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *PNAS* **2** 1-5.

Bispo, P.C., Oliveira, L.G., Bini, L.M., Sousa, K.G., 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Braz. J. Biol.* **66** 611-622.

Brasil, L.S., Shimano, Y., Batista J.D., Cabette, H.S.R., 2013. Effects of environmental factors on community structure of Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) in Cerrado streams, Brazil. *Iheringia Sér. Zool.* **103** 260-265.

Brenden, T.O., Wang, L., Su, Z., 2008. Quantitative identification of disturbance thresholds in support of aquatic resource management. *Environ. Manage.* **42**, 821-832.

Buss, D.F., Baptista, F., Silveira, M.P., Nessimian, J.L., Dorvill, 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.

Cabette, H.S.R., Giehl, N.F., Silva, K.D., Juen, L., Batista, J.D., 2010. Gerromorpha (Insecta: Heteroptera) da Bacia Hidrográfica do Rio Suiá-Miçu. Mt: riqueza relacionada a qualidade da água e hábitat. In: Santos, J.E., Galbiati, C., Moschini, L.E. (Eds),

Gestão e educação ambiental - água, biomonitoramento e cultura, 2 ed., Cáceres: Rima. p. 113-137.

Carvalho, F.G., Silva-Pinto, N., Oliveira-Júnior, J.M.B. e Juen, L., 2013. Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnologica Brasiliensia*. **25** 10-18.

Castello, L., 2008. Lateral migration of *Arapaima gig's* in floodplains of the Amazon. *Ecol. Freshw. Fish*. **17** 38-46.

Chave, J., 2004. Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters* 7, 241-253.

Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral. Ecology* **18** 117-143.

Colwell, R.K., 2004. Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples, Version 7.5., Available at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>. Persistent URL <http://purl.oclc.org/estimates>.

Colwell, R.K., Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. B*. **345** 101-118.

Contador, T.A., Kennedy, J.H., Rozzi, R., 2012. The conservation status of southern South American aquatic insects in the literature. *Biodivers. Conserv.* 21, 2095-2107.

Corbia, J.J., Kleineb, P., Trivinho-Strixino, S., 2013. Are aquatic insect species sensitive to banana plant cultivation? *Ecological Indicators* **25** 156-161.

Cummins K.W., 1973. Tropic relations of aquatic insects. *Ann. Rev. Ent.* 18, 183-206.

Da Silva, E.R., Nessimian, J.L., Coelho, L.B.N., 2010. Leptophlebiidae ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil: habitats, meso-habitats e hábitos das ninfas (Insecta: Ephemeroptera) Material e Métodos. *Biota Neotrop.* **10** 87-94.

De Marco, P., Siqueira M.F., 2009. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? *Megadiversidade* **5** 65-76.

Dias, L.G., Molineri, C., Ferreira, P.S.F., 2007. Ephemerelloidea (Insecta: Ephemeroptera) do Brasil. *Pap. Avulsos de Zool.* **47** 213-244.

Dias-Silva, K., Cabette, H.S.R., Juen, L., De Marco Jr, P., 2010. The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera. *Rev. Bras. Zool.* **27** 918-930.

Dolný, A., Harabiš, F., Bárta, D., Lhota, S., 2012. Aquatic insects indicate terrestrial habitat degradation: changes in taxonomical structure and functional diversity of dragonflies in tropical rainforest of East Kalimantan. *Trop. Zool.* **25** 37-41.

Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M.L., Hubbard, M., Nieto, V., 2006. Ephemeroptera of South America. Pensoft, Moscow, p. 646.

Dosskey, M.G., Vidon, P., Gurwick, N.P., Allan, C.J., Duval, T.P., Lowrance, R., Michael, G., Vidon, P., Gurwick, N.P., Allan, C.J., Duval, T.P., Lowrance, R., 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams 1. *J. Am. Water. Resour. As.* **47** 261-277.

Heino, J., 2013. Does dispersal ability affect the relative importance of environmental control and spatial structuring of littoral macroinvertebrate communities? *Oecologia.* **171** 971-980.

Holzman, R., Collar, D.C., Mehta, R.S., Wainwright, P.C., 2011. Functional complexity can mitigate performance trade-offs. *Amer. Nat.* **177** 69-83.

INMET, 2013. Instituto Nacional de Meteorologia, Brasil. Electronic database accessible at: <http://www.inmet.gov.br/portal/> (accessed 04 August 2013).

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

Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries.* **6** 21-27.

Karr, J.R., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology.* **41** 221-234.

Landeiro, V.L., Hamada, N., Godoy B.S., Melo, A.S., 2010. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia,* **649** 355-363.

Primack, R.B., Rodrigues, E., 2001. *Biologia da conservação*, ed. Planta, Loderina, p. 327.

Thorp, J.H., Martin, C., Thoms, M.D.D., 2008. *The Riverine Ecosystem Synthesis: Cohesiveness*, ed. Toward Conceptual. Elsevier, Amsterdam, p.233.

Thorp, J.H., Thoms, M.C., DeLong, M.D., 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River. Res. Appl.* **147** 123-147.

Klapproth, J.C., Johnson, J.E., 2000. *Understanding the Science Behind Riparian Forest Buffers: Effects on Water Quality*, ed. Virginia Cooperative Extension, Virginia, p. 24.

- Legendre, P., Legendre, L., 2012. Numerical Ecology. Elsevier, Amsterdam, p. 899.
- Ligeiro, R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Macedo, D.R., Firmiano, K.R., Ferreira, W.R., Oliveira, D., Melo, A.S., Callisto, M., 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators* **25** 45-57.
- Monteiro-Júnior, C.S., Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Juen, L., 2013, Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *International Journal of Odonatology*. **16** 764-798.
- Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J., Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J.D., Juen, J., 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*. **614** 117-131.
- Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J., Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J.D., Juen, J., 2013. Uso do solo, integridade de hábitat e agrupamentos de insetos aquáticos em igarapés na Amazônia Central, In: Castro, G. (ed.), *Conservação da Biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil*, vol. 1, UFPR, Curitiba pp. 343-371.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L. McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **11** 1633-1644.
- Pereira, L.R., Cabette H.S.R. e Juen, L., 2012. Trichoptera as bioindicators of habitat integrity in the Pindaíba river basin, Mato Grosso (Central Brazil). *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.*, **48** 295-302.
- Peres-Neto, P.R., Jackson, D.A., Somers, K.M., 2003. Giving Meaningful Interpretation To Ordination Axes: Assessing Loading Significance in Principal Component Analysis. *Ecology* **84** 2347-2363.
- Polegatto. C., Froehlich, C.G., 2003. Feeding strategies in Atalophlebiinae (Ephemeroptera: Leptophlebiidae), with considerations on scraping and filtering. *Behaviour* **1** 55-61.
- Popielarz, P.A., Neal, Z.P., 2007. The niche as a theoretical tool. *Ann. Rev. Soc.* **33** 65-84.
- Poole, G.C., 2002. Fluvial landscape ecology : addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biol.* **47** 641-660.
- Salles, F.F., 2006. A Ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): taxonomia e diversidade. PhD thesis, Federal University of Viçosa, p. 300.

Salles, F.F., Nascimento, J.M.C., Massariol, F.C., Angeli, K.B., Barcelos, P.R.B., 2010. Primeiro levantamento da fauna de Ephemeroptera (Insecta) do Espírito Santo , Sudeste do Brasil Materiais e Métodos. *Biota Neotrop.* **10** 293-306.

Savage, H.M., 1987. Biogeographic classification of the Neotropical Leptophlebiidae (Ephemeroptera) based upon geological centers of ancestral origin and ecology. *Stud. Neotrop. Fauna E.* **22** 37-41.

Scrimgeour, G.J., 1991. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research Life history and production of Deleatidium (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) in an unstable New Zealand river Life history and production of Deleatidium (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) in an unst. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. **25** 93-99.

Shimano, Y., Cabette, H.S.R., Salles, F.F., Juen, L., 2010. Composição e distribuição da fauna de Ephemeroptera (Insecta) em área de transição Cerrado-Amazônia, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, **100** 301-308.

Shimano, Y., Salles, FF., Faria, LRR., Cabette, HSR. e Nogueira, DS., 2012. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Iheringia, Série Zoológica*, **102** 187-196.

Shimano, Y., Salles, FF. e Juen, L., 2013. Study of the mayfly order Ephemeroptera (Insecta) in Brazil: a scientometric review. *Rev. Bras. entomol.* **57** 1-6.

Shimano, Y., Juen, L., Salles, F.F., Nogueira, D.S., Cabette, H.S.R., 2013a. Environmental and spatial processes determining Ephemeroptera (Insecta) structures in tropical streams. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* **49** 31-41.

Silva, D.P., De Marco, P., Resende, D.C., 2010. Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case study. *Ecological Indicators* **10** 744-752.

Silva-Pinto, N., Juen, L., Cabette, H.S.R. e De Marco Jr, P., 2012. Fluctuating Asymmetry and Wing Size of *Argia tinctipennis* Selys (Zygoptera: Coenagrionidae) in Relation to Riparian Forest Preservation Status. *Neotrop. Entomol.* **41** 178-185.

Souza, H.M.S., Cabette, H.S.R., Juen, L., 2011. Baetidae (Insecta, Ephemeroptera) em córregos do cerrado matogrossense sob diferentes níveis de preservação ambiental. *Iheringia, Sér. Zool.* **101** 181-190.

Suga, C.M., Tanaka, M.O., 2013. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. *Hydrobiologia* **703** 203-213.

- Strahler, H.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* **38** 913-920.
- Tate, C.M., Heiny, J.S., 1995. The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors. *Freshwater Biol.* **33** 439-154.
- Thorp, J.H., Thoms, M.C., DeLong, M.D., 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Res. Applic.* **147** 123-147.
- Thorp, J.H., Thoms, M.C., DeLong, M.D., 2008. *The Riverine Ecosystem Synthesis: Cohesiveness, Toward Conceptual*. Elsevier, Amsterdam, p. 233.
- 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.
- Wahl, C.M.; Neils, A., Hooper, D., 2013. Impacts of land use at the catchment scale constrain the habitat benefits of stream riparian buffers. *Freshwater Biol.* **58** 1-15.
- Warfe, D.M.; Barmuta, L.A.; Wotherspoon, S. 2008. Quantifying habitat structure: surface convolution and living space for species in complex environments. *Oikos*. **117** 1764-1773.
- Whittaker, R.J., Araújo, M.B., Jepson, P., Ladle, R.J., Watson, J.E.M.W., 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*. **11** 3-23.
- Yoshimura, M., 2012. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. *Entomol. Sci.* **15** 145-154.
- Zar, J. H., 2010. *Biostatistical Analysis*. Pearson, London, p. 944.
- Zweig, L.D., Rabeni, C.F., 2001. Biomonitoring for deposited sediment using benthic invertebrates: a test on 4 Missouri streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **20** 643-657.

Apêndice

Apêndice A - Abundância das espécies/morfoespécies de Leptophlebiidae imaturos de 18 sítios de sistemas lóticos tropicais.

Espécies/Morfoespécies	Abundância
<i>Askola</i> sp.	53
<i>Farrodes</i> sp.	1190
<i>Fittkaulus cururuensis</i> Savage, 1986	164
Gênero 4 sp.	83
<i>Hagenulopsis</i> sp.	190
<i>Hydrosmilodon gilliesae</i> Thomas and Péru, 2004	11
<i>Microphlebia</i> sp.	5
<i>Miroculis</i> sp.	1785
<i>Paramaka convexa</i> (Spieth, 1943)	24
<i>Simothraulopsis</i> sp.	27
<i>Tikuna bilineata</i> (Needham and Murphy, 1924)	1
<i>Terpides sooretamae</i> Boldrini and Salles, 2009	1078
<i>Thraulodes</i> sp.	27
<i>Traverella</i> sp.	15
<i>Ulmeritoides</i> sp. 1	122
<i>Ulmeritoides</i> sp. 2	170
Total	4945

Anexo

Anexo A. Características utilizadas para o cálculo do do índice de Integridade de Habitat (IIH).

- 1) Padrão de Uso da Terra além da zona de vegetação ribeirinha**
 - 0 Cultivos Agrícolas de ciclo curto.
 1. Pasto.
 2. Cultivos Agrícolas de ciclo longo.
 3. Capoeira.
 4. Floresta Contínua.
- 2) Largura da Mata Ciliar**
 - 0 Vegetação arbustiva ciliar ausente.
 1. Mata ciliar ausente com alguma vegetação arbustiva.
 2. Mata ciliar bem definida de 1 a 5 m de largura.
 3. Mata ciliar bem definida entre 5 e 30 m de largura.
 4. Mata ciliar bem definida com mais de 30 m.
 5. Continuidade da mata ciliar com a floresta adjacente.
- 3) Estado de preservação da Mata Ciliar**
 - 0 Cicatrizes profundas com barrancos ao longo do seu comprimento.
 1. Quebra freqüente com algumas cicatrizes e barrancos.
 2. Quebra ocorrendo em intervalos maiores que 50 m.
 3. Mata Ciliar intacta sem quebras de continuidade.
- 4) Estado da Mata ciliar dentro de uma faixa de 10**
 - 0 Vegetação constituída de grama e poucos arbustos.
 1. Mescla de grama com algumas árvores pioneiras e arbustos.
 2. Espécies pioneiras mescladas com árvores maduras.
 3. Mais de 90% da densidade é constituída de árvores não pioneiras ou nativas.
- 5) Dispositivos de retenção**
 - 0 Canal livre com poucos dispositivos de retenção.
 1. Dispositivo de retenção solto movendo-se com o fluxo.
 2. Rochas e/ou troncos presentes mas, preenchidas com sedimento.
 3. Canal com rochas e/ou troncos firmemente colocadas no local.
- 6) Sedimentos no canal**
 - 0 Canal dividido em tranças ou rio canalizado.
 1. Barreira de sedimento e pedras, areia e silte comuns.
 2. Algumas barreiras de cascalho e pedra bruta e pouco silte.
 3. Pouco ou nenhum alargamento resultante de acúmulo de sedimento.
- 7) Estrutura do barranco do rio**
 - 0 Barranco instável com solo e areia soltos, facilmente perturbável.
 1. Barranco com solo livre e uma camada esparsa de grama e arbustos.
 2. Barranco firme, coberto por grama e arbustos.
 3. Barranco estável de rochas e/ou solo firme, coberto de grama, arbustos e raízes.
 4. Ausência de barrancos.
- 8) Escavação sob o barranco**
 - 0 Escavações severas ao longo do canal, com queda de barrancos.
 1. Escavações freqüentes.
 2. Escavações apenas nas curvas e constrictões.
 3. Pouca ou nenhuma evidência, ou restrita a áreas de suporte de raízes.
- 9) Leito do rio**
 - 0 Fundo uniforme de silte e areia livres, substrato de pedra ausente.
 1. Fundo de silte, cascalho e areia em locais estáveis.
 2. Fundo de pedra facilmente móvel, com pouco silte.
 3. Fundo de pedras de vários tamanhos, agrupadas, com interstício óbvio.
- 10) Áreas de corredeiras e poções ou meandros**
 - 0 Meandros e áreas de corredeiras/poções ausentes ou rio canalizado.
 1. Longos poções separando curtas áreas de corredeiras, meandros ausentes.
 2. Espaçamento irregular.
 3. Distintas, ocorrendo em intervalos de 5 a 7 vezes a largura do rio.
- 11) Vegetação Aquática**

- 0 Algas emaranhadas no fundo, plantas vasculares dominam o canal.
- 1. Emaranhados de algas, algumas plantas vasculares e poucos musgos.
- 2. Algas dominantes nos poções, plantas vasculares semi-aquáticas ou aquáticas ao longo da margem.
- 3. Quando presente consiste de musgos e manchas de algas.

12) Detritos

- 0 Sedimento fino anaeróbio, nenhum detrito bruto.
- 1. Nenhuma folha ou madeira, matéria orgânica bruta e fina com sedimento.
- 2. Pouca folha e madeira, detritos orgânicos finos, floculentos, sem sedimento.
- 3. Principalmente folhas e material lenhoso com sedimento.
- 4. Principalmente folhas e m

Conclusão geral

As espécies raras e comuns de Ephemeroptera correlacionaram-se de formas distintas com as variações ambientais investigadas ao longo do ano, sendo as variáveis climáticas (precipitação) e de substratos as melhores preditoras para as variações de abundância das raras, e as variáveis físico-químicas da água das comuns, especialmente na associação da turbidez com sólidos totais dissolvidos e profundidade.

Acreditamos que tais resultados devam ser considerados sempre que as perguntas tratem de conservação e/ou relacionem as comunidades com variáveis ambientais, sendo importante a utilização de espécies raras e comuns separadamente para que os resultados sejam mais representativos das variações funcionais que ocorrem nesses grupos. Assim, permitindo maior eficiência nas pesquisas que tratem da manutenção das espécies e dos recursos ecossistêmicos relacionados.

Documentamos perdas significativas de indivíduos, espécies, alterações na composição das comunidades e distribuição de populações relacionadas às alterações antropogênicas. Entre as populações, de forma mais acurada, recomendamos *Terpides sooretame* para programas de biomonitoramento de qualidade em sistemas lóticos tropicais inseridos em regiões com atividade agropecuária.

Recomendamos que os riachos do Bioma Cerrado sejam monitorados com a mesma ênfase dos avanços antrópicos, e de sua importância para a biodiversidade, uma vez que o número de unidades de conservação nessas regiões é mínimo e a fiscalização ambiental é insuficiente.

Como medida mitigadora da destruturação documentada nos Leptophlebiidae, sugerimos que a legislação ambiental seja cumprida, preservando/recuperando no mínimo a largura de mata ciliar estabelecida por lei.