

Ambiente, espaço ou conectividade: o que estrutura as comunidades de insetos aquáticos em riachos represados?

Leandro Schlemmer Brasil¹, Karina Dias-Silva², Aline Jung³, José Carlos Antunes de Oliveira³, Ursola Sabino⁴, Thiago Bernardi Vieira⁵

¹Museu Paraense Emílio Goeldi, Campus de Pesquisa, Coordenação de Zoologia, Av. Perimetral, 1901/1907 - Terra Firme. CEP 66017-970. Caixa postal 399. Belém / PA - Brasil. E-mail: brasil_biologia@hotmail.com.

²Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia-INPA. Av. André Araújo, 2936, Aleixo, CEP 69060-001, Manaus, Amazonas, Brasil.

³Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso-UNEMAT. Cx.P.08, CEP: 78690-000. Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

⁴Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Federal de Mato Grosso-UFMT. Av. Fernando Corrêa Avenue, Nº 2367 - Bairro Boa Esperança, CEP: 78060-900. Cuiaba, Mato Grosso, Brasil.

⁵Programa de Pós Graduação em Biodiversidade e Conservação - Universidade Federal do Pará, Campus Altamira, Pará, Brasil. Rua Coronel José Porfírio, 2515- CEP 68372-040. Altamira, Para, Brasil.

Resumo

BRASIL LS, SILVA KD, JUNG A, OLIVEIRA JCA, SABINO U, VIEIRA TB. 2016. Ambiente, espaço ou conectividade: o que estrutura as comunidades de insetos aquáticos em riachos represados?. ENTOMOTROPICA 31(19): 155-166.

Verificou-se se a distância espacial linear entre pontos, variáveis ambientais ou distância fluvial (conectividade) estão estruturando a composição da comunidade de insetos aquáticos em represas da transição Cerrado/Amazônia, Brasil. Testou-se a hipótese de que a composição dessas represas é estruturada principalmente pelas variáveis ambientais, e que por serem alados na fase adulta, os insetos aquáticos não teriam limitações espaciais à sua dispersão na escala espacial do trabalho. Respondeu-se a pergunta com Mantel parcial. A hipótese proposta foi corroborada quando o modelo baseado nas variáveis ambientais controlando o efeito do espaço foi o que melhor explicou a composição das comunidades, e não corroborada quando não significativo controlando o efeito da conectividade. Relacionaram-se os resultados à relação que essas comunidades tem as preditoras ambientais para a obtenção de abrigo e alimento, fatores estruturantes da composição de insetos aquáticos.

Palavras chave Adicionais: Insetos aquáticos, represas, teoria do nicho, teoria neutra, transição Cerrado e Amazônia.

Abstract

BRASIL LS, SILVA KD, JUNG A, OLIVEIRA JCA, SABINO U, VIEIRA TB. 2016. Environment, space or connectivity: which are the driving forces on aquatic insect assemblages in impounded streams?. ENTOMOTROPICA 31(19): 155-166.

We tested if linear spatial distance between two sites, environmental variables or river distance, are important drivers of aquatic insect assemblages composition in impounded rivers, located at the transition between Cerrado/Amazonia. Regarding the scale of the study, we believe that flying adults have no dispersal limitation. Hence, our hypothesis is that species composition is structured mainly by environmental variables. We tested our hypothesis with partial Mantel. The model, which included environmental variables was the one that better explained the species composition in impounded rivers. We believe that the strong relationship between assemblages and environment is due to aspects related to acquisition of shelter and food resources.

Additional key words: Aquatic insects, dams, niche theory, neutral theory, transition *Cerrado* and Amazon.

Introdução

Compreender os padrões de distribuição de espécies e os mecanismos que os geram são temas centrais em ecologia de comunidades (Brown 1984, Sutherland et al. 2013), sendo possível agrupar os mecanismos em dois conjuntos: 1) Nicho, que procuram relacionar a comunidade à características ambientais locais (Hutchinson 1959, Whittaker 1972, Vannote et al. 1980, Townsend 1989, Junk et al. 1989, Thorp et al. 2006) e 2) Neutro, que relacionam a comunidade a processos espaciais, que consideram os padrões de dispersão e colonização (Hubbell 2001, Hubbell 2006, Cassemiro e Padial 2008). A discussão de padrões de distribuição das comunidades aquáticas e dos mecanismos que os geram é ainda mais desafiadora, uma vez que o conhecimento taxonômico, a distribuição e a relação entre comunidade e condições ambientais é escasso (Cardoso et al. 2012), além disso, muitas das teorias são desenvolvidas em ambientes de clima temperado e só posteriormente são aplicadas a ambientes tropicais (Thorp et al. 2006).

Dentre os processos relacionados ao nicho das espécies, observam-se a relação da comunidade de insetos aquáticos com o gradiente longitudinal das variações ambientais denominado de Teoria do Rio Contínuo (Vannote et al. 1980); mudanças espaciais ou temporais no fluxo lateral de energia denominado de Teoria do Pulso de Inundação (Junk et al. 1989); mudanças na disposição de manchas ambientais distribuídas de forma descontínua ao longo dos sistemas, tanto espacial como temporalmente, denominado de Teoria de Dinâmica Hierárquica de Manchas (Townsend 1989, Thorp et al. 2006) e que a disponibilidade de energia e quantidade total de recursos disponíveis produzida em determinada área é um dos prováveis fatores que afetam a distribuição das espécies e o tamanho da população (Wright 1983). Em contraponto aos processos relacionados ao nicho observamos a dinâmica neutra que considera

os processos de deriva ecológica, barreiras geográficas e capacidade de colonização como as únicas preditoras da distribuição das espécies (Hubbell 2001). No entanto, discutir dispersão para organismos aquáticos não é uma tarefa simples, uma vez que os táxons possuem diferentes relações de dependência com a água e capacidades de dispersão (Finn e Poff 2011, Allan e Castillo 2007), onde podem ser observados organismos terrestres que dependem da água apenas para obtenção de recursos e organismos que possuem alguma parte do seu ciclo de vida dependente da água (eg.: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata) e organismos aquáticos obrigatórios que são dependentes da água durante todo o ciclo de vida tais como alguns Heteroptera e Coleoptera (Rosenberg e Resh 1993). Desta forma, a dispersão pode ser relacionada tanto às distâncias lineares entre os pontos observados, representando a dispersão lateral através de uma matriz terrestre, quanto à distância fluvial, uma vez que muitos organismos associados aos corpos da água dependem do canal do riacho e/ou dos corredores formados pelas matas de galeria ou matas ciliares para se dispersarem (Heino e Mykka 2008).

Contudo, a relação entre a comunidade e as condições ambientais é forte, sendo que em escalas locais a comunidade tende a ser relacionada à heterogeneidade ambiental e a disponibilidade de abrigos e recursos alimentares (Buss et al. 2002, Couceiro et al. 2011, Ligeiro et al. 2013, Shimano et al. 2013, Couceiro et al. 2012, Heino e Peckarsky 2014, Vieira et al. 2015).

Diante dessas duas formas de se medir distância entre os pontos apresentadas e da relação existente entre a comunidade e as condições ambientais o objetivo deste trabalho é verificar se a distância entre os pontos (fluvial ou linear) ou as condições ambientais são as determinantes para a estruturação da comunidade de insetos aquáticos de ambientes lênticos. Testou-se a

hipótese de que a composição de espécies das represas é principalmente estruturada pelas variáveis ambientais, uma vez que a comunidade de insetos aquáticos tem forte relação com os ambientes para obtenção de alimento e abrigo. Com base na teoria de nicho, infere-se que por serem alados na fase adulta, não teriam limitações espaciais na escala de microbacia.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em cinco represas localizadas no município de Ribeirão Cascalheira, Mato Grosso, Brasil, na Fazenda Destino (Figura 1, Tabela 1). Os locais amostrados são oriundos de represamento de riachos de cabeceira, tributários do rio Suiá-Miçu, pertencente à bacia hidrográfica do rio Xingu, região sul da Amazônia, e estão localizadas em uma área de transição entre os Biomas Cerrado e Amazônico, segundo Balch et al. (2008).

Coleta de dados

Em cada represa foram feitos três transectos de 20 metros, sendo um na barreira feita para represar a água, transversal a vazão dos riachos, um na margem direita e outro na margem esquerda, ambos no sentido da nascente para a foz. Todos os transectos foram divididos em 10 segmentos de dois metros, para um total de 60 metros amostrados e 30 segmentos por represa. A comunidade de insetos aquáticos que vivem na superfície da água (Neuston) foi coletada com uma peneira de 18 cm de diâmetro e malha de 0,50 mm, passada por três vezes na lâmina da água a ± 10 cm de profundidade em cada segmento. Os espécimes coletados foram fixados em álcool a 92,8 % e acondicionados em potes plásticos. Todos os indivíduos coletados foram morfotipados e identificados ao menor nível taxonômico segundo Mugnai et al. (2009) e Hamada et al. (2014).

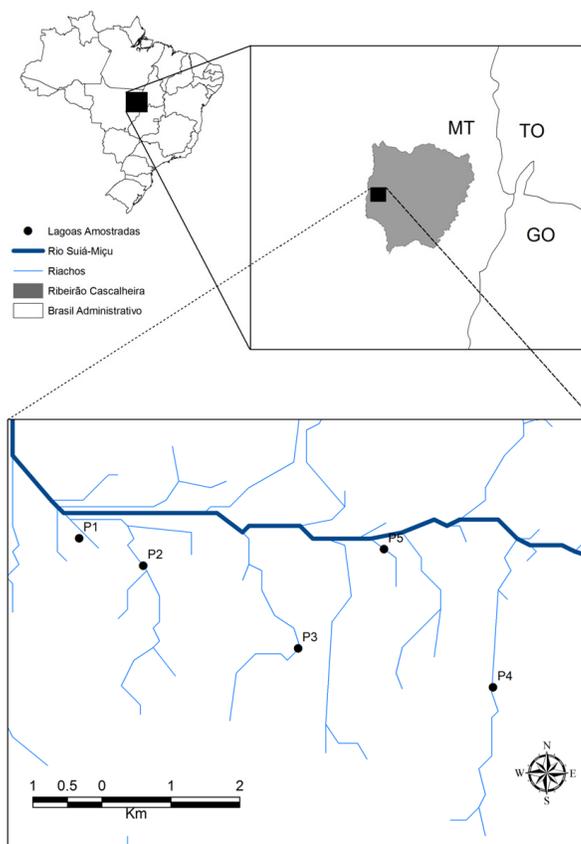


Figura 1. Localização dos pontos de coleta nas represas da Fazenda Destino, município de Ribeirão Cascalheira, 2013. Mato Grosso, Brasil.

As variáveis descritoras das condições ambientais foram: i) transparência da água; ii) macrófitas aquáticas; iii) macrófitas arbustivas nas margens; iv) vegetação arbustiva nas margens; v) grama adentrando a represa; vi) mata nas margens; vii) capim nas margens; viii) distância fluvial entre as represas e o rio Suiá-Miçu; e ix) área das represas. A transparência da água foi medida com um disco de Secchi, a porcentagem de macrófitas aquáticas, macrófitas arbustivas nas margens, vegetação arbustiva nas margens, grama adentrando a represa, mata nas margens e capim nas margens foi estimada visualmente em uma faixa de 15 metros. A distância fluvial entre as represas e o rio Suiá-Miçu foi medida com a ferramenta caminho do Google Earth e a área das represas foram medidas utilizando o programa Gepath® (Tabela 1). Para aferir

Tabela 1. Variáveis ambientais e espaciais observadas nos pontos de coleta. Trans= transparência da água; Mac= macrófitas aquáticas; MA=macrófitas arbustivas; Arb= arbustos; GAR= grama adentrando a represa; Dist Rio = Distância fluvial entre o ponto de coleta e o rio Suiá-Miçu. Mato Grosso, Brasil.

Local	Área (m ²)	Dist Rio (m)	Interior da represa				Entorno da represa		
			Trans (m)	Mac (%)	MA (%)	Arb (%)	Mata (%)	GAR (cm)	Capim (%)
P1	19380	320	20	30	100	0	0	0	0
P2	8357	1135	65	90	0	80	5	50	15
P3	5860	2294	80	100	0	10	50	0	40
P4	6709	2275	55	70	50	0	40	0	10
P5	1600	1536	50	15	10	0	0	75	90

a conectividade entre nossos pontos foram medidas as distâncias fluviais de caminho mais próximo entre cada represa.

Análise de dados

Com o objetivo de resumir as variáveis e identificar um possível padrão nas condições ambientais utilizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA). Para testar a hipótese que a composição de espécies das represas é estruturada pelas variáveis ambientais, foram feitos dois testes de Mantel parcial (Legendre e Legendre 1998): um entre a matriz de similaridade da comunidade e a matriz de similaridade ambiental, controlando o efeito da distância linear entre os pontos amostrados e outro entre a matriz de similaridade da comunidade e a matriz de similaridade ambiental, controlando o efeito da distância hidrológica entre os pontos amostrados. Para testar qual distância entre os pontos (linear ou fluvial) era melhor para descrever os processos relacionados à dinâmica neutra, foram feitos outros dois testes de Mantel parcial: um entre a comunidade e a distância linear entre os pontos, controlando o efeito do ambiente e outro entre a comunidade e a distância hidrológica entre os pontos, controlando também o efeito do ambiente (Legendre e Legendre 1998). As significâncias dos testes de Mantel foram avaliadas com auxílio do teste de aleatorização de Monte Carlo com 1000 permutações. Para a matriz de similaridade de composição da comunidade utilizou-se os

dados de abundância dos táxons e o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, para as variáveis ambientais e espaciais utilizamos a distância euclidiana aplicada a matriz bruta dos dados. Para evitar vieses relacionados à colinearidade entre preditoras ambientais foi feita uma matriz de correlação, quando ocorreram correlações significativas entre duas ou mais variáveis apenas uma permaneceu. Entre as preditoras utilizadas, macrófitas aquáticas e transparência da água apresentaram correlação significativa ($r = -0,88$), a partir disso foi excluída a variável transparência da água das análises por se inferir que as macrófitas representam o substrato dentro da represa e, portanto, um fator importante na estruturação da comunidade dentro da represa.

A relação existente entre a comunidade de insetos aquáticos e as variáveis ambientais foi avaliada através de uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) (Legendre e Legendre 1998), onde os dados da comunidade foram transformados por distância de Hellinger, para corrigir o efeito de ferradura presente em dados de comunidade (Legendre e Gallagher 2001), e as condições ambientais padronizadas sobre a média, sendo possível desta forma as comparações entre os diferentes descritores ambientais que foram avaliados.

Resultados e Discussão

Foram coletados 985 indivíduos, distribuídos em seis ordens e 33 morfoespécies. O táxon

mais abundante foi *Martarega* White, 1879 (Heteroptera: Notonectidae) (189 indivíduos que representaram 19 % do total), seguido por Anisoptera spp. (Odonata) (n= 90; 9 %) e Diptera sp1 (n= 85; 8 %). Os táxons mais raros foram *Hydrometra* Latreille, 1976 (Heteroptera: Hydrometridae) (n= 1; < 0,01 %) e *Limnocoris* Stal, 1860 (Heteroptera: Naucoridae), Coleoptera sp2, *Mesovelina* Mulsant & Rey, 1852 (Heteroptera: Mesoveliidae) e Notonectidae Latreille, 1802 (Heteroptera), todos com n= 2; < 0,01 % (Tabela 2).

A PCA feita com os descritores das condições ambientais apresentou 78 % da variação nos dois primeiros eixos, sendo 47 % no primeiro eixo e 31 % no segundo eixo (Figura 2; Tabela 3). No primeiro eixo da PCA correlacionaram-se negativamente quantidade de macrófitas aquáticas (macrófitas) e transparência da água (Transparência), e positivamente área da represa (Área) e macrófitas arbustivas nos barrancos (macrof. barranco). No segundo eixo correlacionaram-se positivamente grama adentrando a represa (grama A. R.) e capim na margem da represa (Capim) e negativamente mata na margem da represa (Mata) (Tabela 3). O primeiro eixo separou o sítio um dos demais, tendo assim a maior área e as margens predominantemente cobertas por macrófitas arbustivas e menor distância ao rio Suiá-Miçu. Em contra partida os sítios dois, três e quatro apresentam maior distância ao rio Suiá-Miçu, menor área e as margens pouco cobertas por macrófitas arbustivas. No segundo eixo da PCA ocorreu separação dos sítios dois e cinco com maiores proporções de capim e grama adentrando as represas, relacionados positivamente ao eixo dois, e os sítios três e quatro que tem maior quantidade de mata nas margens relacionaram-se negativamente ao eixo (Tabela 3, Figura 2).

A hipótese de que a composição de insetos aquáticos das represas é estruturada pelas variáveis ambientais foi corroborada quando a correlação entre a matriz de comunidade e a

matriz ambiental (controlando a distância linear entre os pontos) apresentou 89,5 % de correlação ($r^2 = 0,895$; $p = 0,050$), e não corroborada quando realizamos a análise controlando a conectividade entre as represas ($r^2 = 0,891$; $p = 0,058$). Quando testamos se a distância linear ou a hídrica melhor descrevem processos neutros, observamos que não existe efeito da distância linear ($r^2 = -0,058$; $p = 0,500$) e nem da hidrológica ($r^2 = -0,004$; $p = 0,408$) (Tabela 4).

Ao verificarmos a relação dos táxons com as variáveis ambientais, os dois primeiros eixos da CCA explicaram 43 % da variação (25 % e 18 %), as variáveis ambientais mais importantes para ordenação foram: área da represa, distância fluvial do rio Suiá-Miçu, macrófitas aquáticas e transparência da água, todas correlacionadas negativamente ao eixo um, no eixo dois, distância fluvial do rio correlacionou-se positivamente e todas as demais negativamente. Entre os táxons, Coleoptera sp1, *Ranatra* Fabricius, 1790 (Heteroptera: Nepidae) e Anisoptera spp. correlacionaram-se fortemente à distância fluvial do rio; Coleoptera sp7, Coleoptera sp8 e *Ranatra* Fabricius, 1790 à área da represa e Diptera sp1 e Coleoptera sp6 à transparência da água e macrófitas aquáticas, respectivamente (Figura 3).

A hipótese de que a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos é uma resposta das condições ambientais foi observada em nosso estudo quando controlado o efeito do espaço. A relação existente entre as comunidades de macroinvertebrados e as condições ambientais tem sido observada na literatura, tanto para riqueza de espécies (Gröroos e Heino 2012), abundância de indivíduos (Hepp et al. 2012), composição das comunidades (Nessimian et al. 2008), traços funcionais (Poff et al. 2006) e grupos tróficos (Grönroos e Heino 2012, Couceiro et al. 2011, Brasil et al. 2013, Brasil et al. 2014). A influência das condições ambientais na comunidade de macroinvertebrados aquáticos pode ser explicada com base na teoria do nicho

Tabela 2. Composição da comunidade de insetos aquáticos amostrados em represas (P1 - P5) na transição Cerrado/Amazônia. Mato Grosso, Brasil.

Táxons	P1	P2	P3	P4	P5	Abundância
Ephemeroptera						
<i>Askola</i> Peters, 1969	0	0	0	8	0	8
<i>Caenis</i> Stephens, 1835	0	2	6	0	0	8
<i>Farrodes</i> Peters, 1971	0	4	3	4	10	21
<i>Miroculis</i> Edmunds, 1963	2	20	15	4	30	71
Heteroptera						
<i>Gerridae</i> Leach, 1815	7	6	3	16	10	42
<i>Hydrometra</i> Latreille, 1976	1	0	0	0	0	1
<i>Limnocois</i> Stal, 1860	0	2	0	0	0	2
<i>Limnogonus</i> Stal, 1868	3	6	9	8	15	41
<i>Martarega</i> White, 1879	13	24	9	48	95	189
<i>Mesovelis</i> Mulsant & Rey, 1852	0	2	0	0	0	2
<i>Microvelia</i> Westwood, 1834	0	26	3	8	0	37
<i>Naucoridae</i> Stal, 1876	3	8	0	12	0	23
<i>Neogerris</i> Matsumura, 1913	0	0	0	0	5	5
<i>Noctonectidae</i> Latreille, 1802	0	2	0	0	0	2
<i>Placomerus</i> cf. La Rivers, 1956	0	4	3	0	0	7
<i>Pleidae</i> Fieber, 1851	0	0	6	0	0	6
<i>Ranatra</i> Fabricius, 1790	1	2	15	0	10	28
<i>Rbagovelia</i> Mayr, 1863	0	4	0	0	0	4
<i>Tenagobia</i> Bergroth, 1899	14	2	15	0	0	31
Odonata						
Zygoptera spp.	2	22	9	0	15	48
Anisoptera spp.	7	12	33	24	15	90
Trichoptera						
Trichoptera sp1	0	0	0	4	5	9
Coleoptera						
Coleoptera sp1	0	0	3	4	0	7
Coleoptera sp2	0	2	0	0	0	2
Coleoptera sp3	1	12	3	4	0	20
Coleoptera sp4	3	14	27	24	5	73
Coleoptera sp5	1	2	3	0	5	11
Coleoptera sp6	1	4	3	0	0	8
Coleoptera sp7	0	4	15	8	0	27
Coleoptera sp8	3	6	15	12	0	36
<i>Derallus</i> Sharp, 1882	1	6	3	0	5	15
<i>Gyretes</i> Brullé, 1834	6	2	18	0	0	26
Diptera						
Diptera sp.	7	26	24	8	20	85
Total	76	226	243	196	245	985

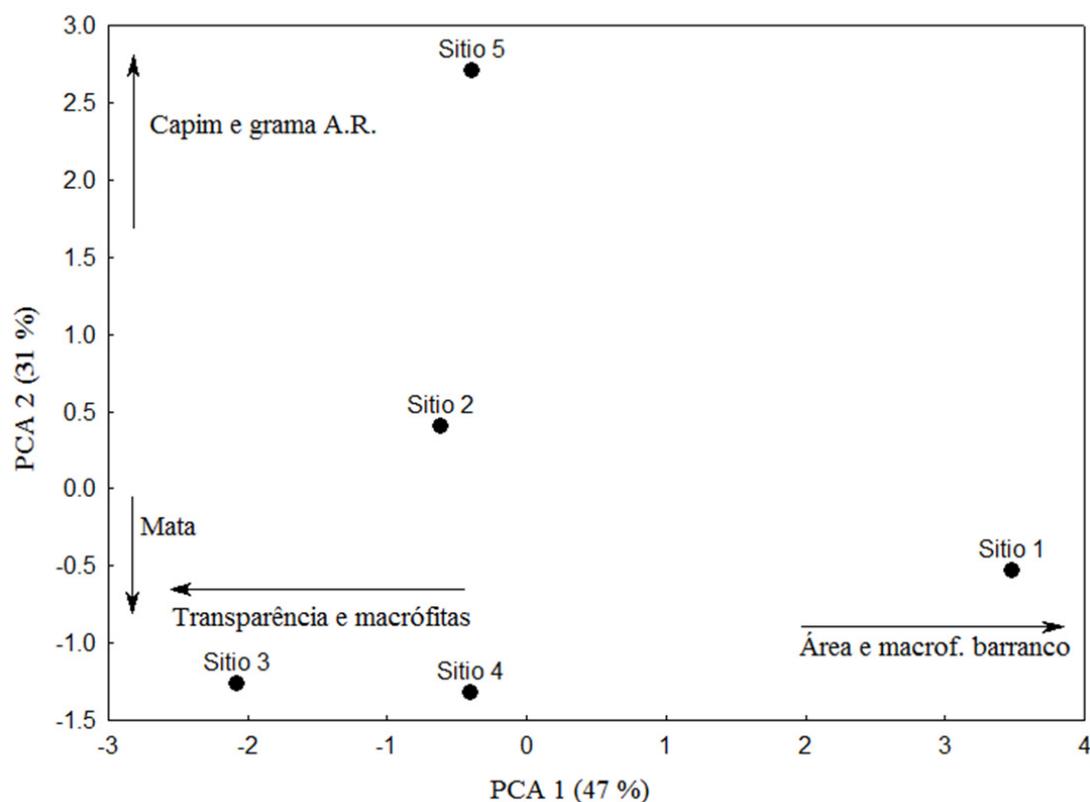


Figura 2. Ordenação utilizando variáveis ambientais em represas da transição Cerrado/Amazônia, Brasil. Área: área da represa; Transparência: transparência da água; macrófitas: macrófitas aquáticas; macrof. barranco: macrófitas arbustivas no barranco; Mata: mata na margem; Capim: capim na margem; grama A. R.: grama adentrando a represa. Mato Grosso, Brasil.

Tabela 3. Correlação das variáveis ambientais com os dois primeiros eixos da PCA de represas da transição Cerrado/Amazônia. Área: área da represa; Dist. Rio: distância fluvial do rio Suiá-Miçu; Trans: transparência da água; Mac: macrófitas aquáticas; MA: macrófitas arbustivas no barranco; Arb: arbustos na margem; Mata: mata na margem; Capim: capim na margem; Gar= grama adentrando a represa. Mato Grosso, Brasil.

Variáveis	Axis 1	Axis 2
Área	0,853	-0,425
Dist. Rio	-0,852	-0,262
Trans	-0,969	-0,152
Mac	-0,626	-0,636
MA	0,906	-0,319
Arb	-0,243	0,085
Mata	-0,616	-0,709
Capim	-0,439	0,773
Gar	-0,205	0,947
Autovalor	4,28	2,789
broken-stick	2,829	1,829

Tabela 4. Efeito das variáveis ambientais e espaciais (Distância linear e Distância fluvial) sobre a comunidade de insetos aquáticos nas represas amostradas, teste de Mantel. A: efeito das variáveis ambientais controlando a distância linear; B: Efeito da distância linear controlando as variáveis ambientais; C: efeito das variáveis ambientais controlando a distância fluvial (conectividade) e D: Efeito da distância fluvial controlando as variáveis ambientais.

Comunidade		r2	P
A	Ambiente	0,895	0,050*
B	Distância Linear	-0,058	0,500
C	Ambiente	0,891	0,058
D	Distância fluvial	-0,004	0,408

(Hutchinson 1959), que prediz a ocorrência de uma determinada espécie em função das condições existentes no local. Assim, as espécies seriam encontradas onde existem recursos necessários para a sua existência (Soberón Nakamura 2009). Uma segunda forma de se explicar a estrutura da comunidade em função das condições ambientais seria pelo que prediz a teoria de dinâmica hierárquica de manchas. Na dinâmica de manchas, os ambientes são formados por inúmeros conjuntos de manchas que apresentam diferentes condições e recursos, essas manchas são contíguas e adequadas a diferentes espécies, assim a distribuição de manchas ambientais ao longo do sistema ocorre de forma descontínua e hierárquica (Townsend 1989, Thorp et al. 2006).

Em oposição às teorias que consideram o nicho como principal causa da estruturação das assembléias, a teoria neutra (Hubbell 2001) prediz que a distribuição das espécies ocorre em função da capacidade de dispersão, considerando as barreiras geográficas como seu único limitante. No entanto, dentro da escala espacial de nosso estudo, considerando a capacidade de dispersão dos insetos, tanto na fase adulta, em que são alados e podem voar em busca de locais propícios para reprodução, quanto na fase imatura, em que podem ser carregados pela correnteza mais à jusante da bacia de drenagem, processo de deriva ecológica (Müller 1954, Brittain e Eikeland 1988, Landeiro et al. 2011, Shimano et al. 2013, De Marco et al. 2014) a distribuição não

corroborou com a teoria neutra. No entanto, não podemos descartar o espaço, e nem a capacidade de dispersão e de colonização como fatores importantes em escalas maiores, uma vez que a distribuição final das espécies ocorre em função tanto das condições e dos recursos existentes no local, quanto da capacidade dela chegar ao local (Soberón Peterson 2005, Juen e De Marco 2012).

Dentre as variáveis ambientais analisadas, o tamanho da área da represa, transparência da água e quantidade de macrófitas foram correlacionadas com a ordenação das comunidades. As represas maiores, com menor transparência e quantidades de macrófitas relacionaram-se principalmente a *Coleoptera* sp6, *Coleoptera* sp7, *Coleoptera* sp8, *Ranatra* Fabricius, 1790 e *Diptera* sp. Represas com maiores áreas, tendem a ter uma maior variedade de habitats com diferentes tipos de macrófitas, que podem possuir diferentes tipos de complexidade estrutural, desde caules simples com pequenas folhas até caules ramificados com presença de folhas e raízes, suportando a coexistência de diferentes espécies nestes locais (Cheruvilil et al. 2000, Thomaz et al. 2008), pois, além de servir como abrigo e refugio de predadores, também oferecem alimento aos macroinvertebrados (Cheruvilil et al. 2000).

Finalmente observou-se que a distância existente entre o rio Suiá-Miçu e os pontos amostrados é uma condição importante relacionada à estrutura da comunidade. Esse efeito da distância pode ser em decorrência do rio ser uma possível

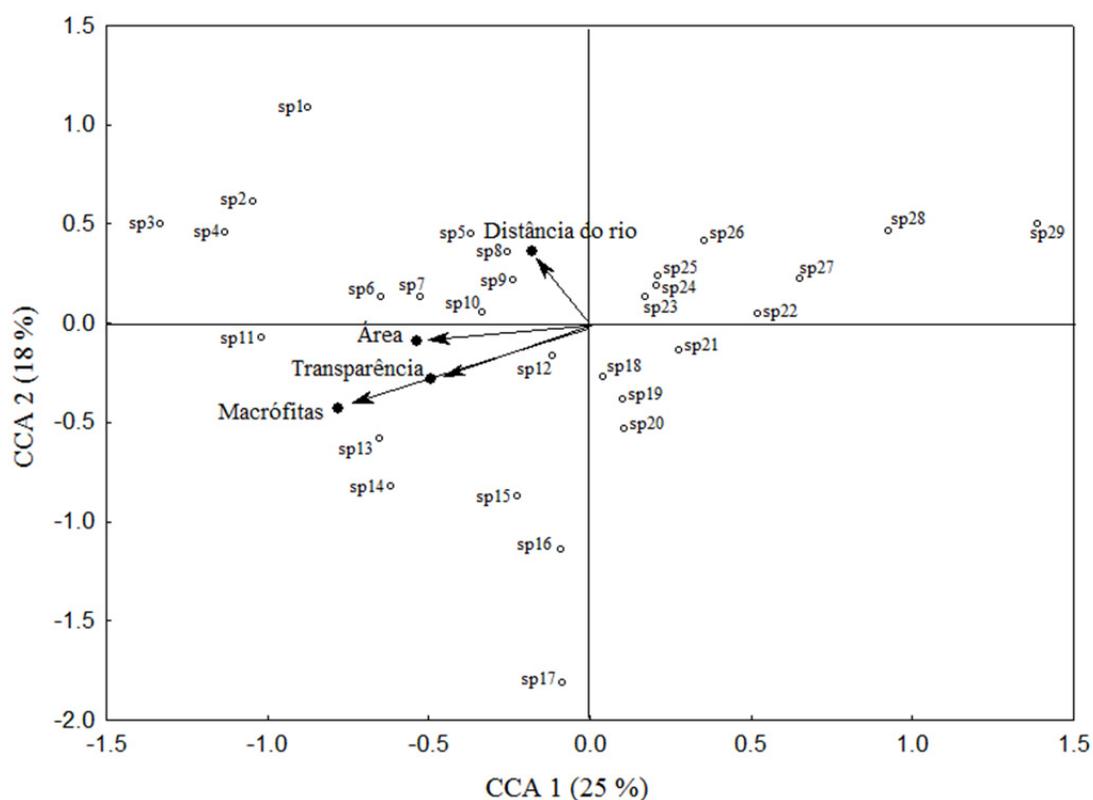


Figura 3. Análise de correspondência canônica - CCA, da comunidade de insetos aquáticos com as variáveis ambientais: Distância do rio: distância fluvial das represas ao rio Suia-Miçu; Área: área da represa; Transparência: transparência da água e Macrófitas: macrófitas na água. *Hydrometra* (sp1), *Tenagobia* (sp2), Pleidae (sp3), *Gyretes* spp. (sp4), Coleoptera sp1 (sp5), Coleoptera sp7 (sp6), Coleoptera sp8 (sp7), *Ranatra* (sp8), Anisoptera spp. (sp9), Coleoptera sp4 (sp10), Ephemeroptera sp2 (sp11), Diptera sp1 (sp12), Coleoptera sp6 (sp13), *Placomerus* cf. (sp14), Coleoptera sp3 (sp15), *Microvelia* (sp16), Coleoptera sp2 (sp17), Naucoridae (sp18), *Derallus* spp. (sp19), Zygoptera spp. (sp20), Ephemeroptera sp1 (sp21), Ephemeroptera sp3 (sp22), Coleoptera sp5 (sp23), *Limnogonus* (sp24), Gerridae (sp25), *Askola* (sp26), *Martarega* (sp27), Trichoptera sp1 (sp28), *Neogerris* (sp29).

fonte de espécies para as represas, uma vez que estas, na maioria das vezes, são barramentos de pequenos corpos de água, construídos para acumulo de água (Poffe Hart 2002). A alteração de um ambiente lótico em lêntico (represado) altera as características limnológicas e físicas do ambiente e principalmente a fonte de entrada de energia, que acaba por alterar a composição das espécies (Schlosser 1995, Allan e Castillo 2007, De Marco et al. 2014). A energia alóctone, que possui maior importância nas primeiras ordens é substituída por energia autóctone, uma vez que a abertura do dossel se torna maior aumentando assim a entrada de luz e consequentemente a

produtividade primária, criando uma mancha ambiental diferente (Brasil et al. 2014), formando áreas autóctones (área represada) dentro de um ambiente alóctone (o riacho original). Assim, a área represada passa a ter uma semelhança maior, do ponto de vista de entrada de energia, com os trechos de ordens maiores, onde naturalmente ocorre maior entrada de luz (Vannote et al. 1980). Dessa forma, os trechos de ordem maior, no caso o rio Suiá-miçu, tornam-se uma fonte potencial de espécies para as represas formadas em seus afluentes.

Conclusão

As variáveis ambientais foram as que melhor explicaram a composição dos táxons, sendo que as condições ambientais mais relacionadas à comunidade de macroinvertebrados aquáticos foram a área da represa, a presença de macrófitas, a transparência da água e a distância fluvial ao rio. A distância fluvial entre a calha do rio principal e os pontos amostrados pode ser um fator importante devido ao rio ser uma fonte potencial de espécies para as represas.

Agradecimentos

Agradecemos ao CNPq pela bolsa de doutorado de LSB e as Bolsas de Pós Doutorado de K.D.S. (CNDCT/CNPq) e TVB (PNPD/CAPES). Agradecemos ao PROCAD Universidade de Brasília e Universidade do Estado de Mato Grosso (#109/2007) pelo suporte financeiro nas coletas e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina-MT pelo apoio logístico.

Referencias

- ALLAN JD, CASTILLO MM. 2007. Stream ecology: structure e function of running waters. New York: Chapman e Hall. 444 p.
- BALCH JK, NEPSTAD DC, BRANDO PM, CURRAN LM, PORTELA O, CARVALHO O, LEFEBVRE P. 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazônia. *Global Change Biology* 14(10): 2276-2287.
- BRASIL LS, JUAN J, BATISTA JD, PAVAM MG, CABETTE HSR. 2014. Longitudinal Distribution of the Functional Feeding Groups of Aquatic Insects in Streams of the Brazilian Cerrado Savan. *Neotropical Entomology* 43(5): 421-428.
- BRASIL LS, SHIMANO Y, BATISTA JD, CABETTE HSR. 2013. Effects of environmental factors on community structure of Leptophlebiidae (Insecta, Ephemeroptera) in Cerrado streams, Brazil. *Iheringia Série Zoológica* 103(3): 260-265.
- BRITAIN JE, EIKELAND TJ. 1988. Invertebrate drift. *International Review of Hydrobiology* 166(1): 77-93.
- BROWN JH. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist* 124: 255-279.
- BUSS DF, BAPTISTA F, SILVEIRA MP, NESSIMIAN JL, DORVILL FM. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiology* 481: 125-136.
- CARDOSO P, TERRY LE, BORGES PAV, NEW TR. 2012. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation* 144(11): 2647-2655.
- CASSEMIRO FAS, PADIAL AA. 2008. Teoria Neutra da Biodiversidade e Biogeografica: aspectos teóricos, impactos na literatura e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis* 12(4): 706-719.
- CHERUVELIL KS, SORANNO PA, SERBIN RD. 2000. Macroinvertebrates associated with submerged macrophytes: sample size and power to detect effects. *Hydrobiologia* 441(1): 133-139.
- COUCEIRO SRM, HAMADA N, FORSBERG BR, PADOVESI-FONSECA C. 2011. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. *Austral Ecology* 36(6): 628-637.
- COUCEIRO SEM, HAMADA N, FORSBERG BR, PIMENTEL TP, LUZ SLB. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators* 18: 118-125.
- DE MARCO P, NOGUEIRA DS, CORREA CC, VIEIRA TB, SILVA KD, PINTO NS, BICHSEL D, HIROTA ASV, VIEIRA RRS, CARNEIRO FM, BISPO OAA, CARVALHO P, BASTOS RP, OERTLI B. 2014. Patterns in the organization of Cerrado pond biodiversity in Brazilian pasture landscapes. *Hydrobiologia* 723(1): 87-101.
- FINN DS, POFF NL. 2011. Examining spatial concordance of genetic and species diversity patterns to evaluate the role of dispersal limitation in structuring headwater metacommunities. *BioOne* 30(1): 273-283.
- GRÖNROOS M, HEINO J. 2012. Species richness at the guild level: effects of species pool and local environmental conditions on stream macroinvertebrate communities. *Journal of Animal Ecology* 81(3): 679-691.

- HAMADA N, NESSIMIAN JL, BARBOSA QR. 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira : taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: INPA. 724 p.
- HEINO J, MYKRÄ H. 2008. Control of stream insect assemblages: roles of spatial configuration and local environmental factors. *Ecological Entomology* 33(5): 614-622.
- HEINO J, PECKARSKY BL. 2014. Integrating behavioral, population and large-scale approaches for understanding stream insect communities. *Current Opinion in Insect Science* 2: 7-13.
- HEPP LU, LANDEIRO VL, MELO AS. 2012. Experimental Assessment of the Effects of Environmental Factors and Longitudinal Position on Alpha and Beta Diversities of Aquatic Insects in a Neotropical Stream. *International Review of Hydrobiology* 97(2): 157-167.
- HUBBELL SP. 2001. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton: Princeton University Press. 375 p.
- HUBBELL SP. 2006. Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. *Ecology* 87(6): 1387-1398.
- HUTCHINSON GE. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist* 93: 145-159.
- JUNK WJ, BAYLEY PB, SPARKS RE. 1989. The Food pulse concept in river-Floodplain system. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.
- JUEN L, DE MARCO P. 2012. Dragonfly endemism in the Brazilian Amazon: competing hypotheses for biogeographical patterns. *Biodiversity Conservation* 21(13): 3507-3521.
- LANDEIRO VL, MAGNUSON WE, MELO AS, ESPÍRITO-SANTO H MV, BINI LM. 2011. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results?. *Freshwater Biology* 56(6): 1184-1192.
- LEGENDRE P, LEGENDRE L. 1998. Numerical Ecology. Amsterdam: Elsevier. 853 p.
- LEGENDRE P, GALLAGHER ED. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129(2): 271-280.
- LIGEIRO R, HUGHES RM, KAUFMANN PR, MACEDO DR, FIRMIANO KR, FERREIRA WR, OLIVEIRA D, MELO AS, 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.
- MÜLLER K. 1954. Investigations on the organic drift in north Swedish streams. *Institute for Freshwater Research, Drottningholm* 35: 133-148.
- MUGNAI R, NESSIMIAN JL, BAPTISTA DF. 2009. Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: Para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. Rio de Janeiro: Technical Books Editora. 176 p.
- NESSIMIAN JL, VENTICINQUE EM, ZUANON J, MARCO P, GORDO M, FIDELIS L, BATISTA JD, JUEN J. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614(1): 117-131.
- POFF NL, HART DD. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* 52(8): 659-668.
- POFF NL, OLDEN JD, VIEIRA NKM, FINN DS, SIMMONS MP, KONDRATIEFF BC. 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* 25(4): 730-755.
- ROSENBERG DM, RESH VH. 1993. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. New York: Chapman & Hall. 92 p.
- SCHLOSSER LS. 1995. Dispersal, boundary processes, and trophic level interactions in streams adjacent to beaver ponds. *Ecology* 76: 908-925.
- SHIMANO Y, JUEN L, SALLES FF, NOGUEIRA DS, CABETTE HSR. 2013. Environmental and spatial processes determining Ephemeroptera (Insecta) structures in tropical streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 49(1): 31-41.
- SOBERÓN J, NAKAMURA M. 2009. Niches and distributional areas: Concepts, methods and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 19644-19650.

- SOBERÓN J, PETERSON AT. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
- SUTHERLAND WJRP, FRECKLETON HCJ, GODFRAY SR, BEISSINGER T, BENTON DD, CAMERON Y, CARMEL DA, COOMES T, COULSON MC, EMMERSON RS, HAILS GC, HAYS DJ, HODGSON MJ, HUTCHINGS D, JOHNSON JPG, JONES MJ, KEELING H, KOKKO WE, KUNIN X, LAMBIN OT, LEWIS Y, MALHI N, MIESZKOWSKA EJ, MILNER-GULLAND K, NORRIS AB, PHILLIMORE DW, PURVES JM, REID DC, REUMAN K, THOMPSON JMJ, TRAVIS LA, TURNBULL DA, WARDLE DA, WIEGAND T. 2013. Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of Ecology* 101(1): 58-67.
- THOMAZ SM, DIBBLE ED, EVANGELISTA LR, HIGUTI J, BINI LM. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology* 53(2): 358-367.
- THORP JH, THOMS MC, DELONG MD. 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* 22(2): 123-147.
- TOWNSEND CR. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 36-50.
- VANNOTE RL, MINSHALL GW, CUMMINS KW, SEDELL JR, CUSHING CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1): 130-137.
- VIEIRA TB, DIAS-SILVA K, PACÍFICO ES. 2015. Effects of riparian vegetation integrity on fish and heteroptera communities. *Applied Ecology and Environmental Research* 13(1): 53-65.
- WHITTAKER RH. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- WRIGHT DH. 1983. Species-energy theory: an extension of species-area theory. *Oikos* 41: 496-506.