

# Composição e distribuição da fauna de Ephemeroptera (Insecta) em área de transição Cerrado-Amazônia, Brasil

Yulie Shimano<sup>1</sup>, Helena S. R. Cabette<sup>2</sup>, Frederico F. Salles<sup>3</sup> & Leandro Juen<sup>4</sup>

1. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso, Caixa Postal 08, 78690-000 Nova Xavantina, MT, Brasil. (yulie.bio@gmail.com)
2. Universidade do Estado de Mato Grosso, Caixa Postal 08, 78690-000 Nova Xavantina, MT, Brasil.
3. Centro Universitário Norte do Espírito Santo, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, ES, Brasil.
4. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Federal de Goiás, Caixa Postal 24241, 74.690-970 Goiânia, GO, Brasil.

**ABSTRACT. Composition and distribution of Ephemeroptera (Insecta) in Cerrado-Amazônia transition area, Brazil.** The objective of this study was to respond if exist a pattern on the spatial distributions of Ephemeroptera nymphs in different streams and rivers from Suiá-Miçú Basin, MT, and how the streams are classifying according to the species composition. Were sample 12 streams and rivers, in three periods of the year. Were collected 1,356 individuals, distributed in seven families, 31 genus and 42 species and/or morphospecies. The most abundant locals were semi-lentic and with few shaded suggesting that most light in the system offer, allochthonous material and autochthonous material like food resources. The greater estimates richness was found in lotic places, emphasizing that the Ephemeroptera presents greater richness in these places, once water current is essential for organic matter transporting. So much in the grouping analysis (TWINSPAM) as in the ordination (DCA) was observed the separation of lotic and semi-lentic environments as for species composition. It had a gradient in the composition similarity of lotic and small streams for lotic and big stream and for last, semi-lentic. The results of this study show that the physic structure of aquatic environments affect species composition. In that way, retreat of riparian vegetation and streams dam up can take significant losses in the diversity.

**KEYWORDS.** Aquatic insects, Suiá-Miçú River Basin, lotic and semi-lentic environments, nymphs.

**RESUMO.** O objetivo deste trabalho foi responder se existe padrão na distribuição espacial das ninfas de Ephemeroptera em diferentes córregos e rios da bacia do Rio Suiá-Miçú, MT, e como os córregos estudados estão classificados de acordo com a composição de espécies. Na coleta foram amostrados 12 córregos e rios, em três períodos do ano. Foram coletados 1356 indivíduos, distribuídos em sete famílias, 31 gêneros e 42 espécies e/ou morfoespécies. Os locais mais abundantes foram ambientes semi-lênticos, com pouco sombreamento no leito, sugerindo que a maior entrada de luz disporia, além do material alóctone, material autóctone como fonte de alimento. A maior riqueza de espécie e/ou morfoespécie, estimada, foi em ambientes lóticos enfatizando que os Ephemeroptera apresentam maior riqueza nestes locais uma vez que a correnteza é essencial para transportar a matéria orgânica particulada. Tanto na análise de agrupamento (TWINSPAM) como na ordenação (DCA) observou-se a separação entre ambientes lóticos e semi-lênticos quanto a composição de espécies. Percebeu-se um gradiente na similaridade de composição dos ambientes lóticos de pequeno porte para ambientes lóticos de grande porte e, por fim, os semi-lênticos. Os resultados deste estudo demonstram que a estrutura física dos ambientes aquáticos afeta a composição de espécies. Dessa forma, a retirada das matas ciliares e o represamento dos córregos podem levar à perdas significativas na diversidade.

**PALAVRAS-CHAVE.** Insetos aquáticos, bacia do rio Suiá-Miçú, ambiente lótico e semi-lêntico, ninfas.

Conhecer a diversidade de espécies e o seu padrão de distribuição espacial tem sido um dos focos centrais em ecologia nos últimos tempos (DOWNES & REICH, 2008). De acordo com MELO (2008), identificar a diversidade de espécies de uma área é fundamental para a compreensão da natureza, conservação de recursos naturais ou até mesmo para a recuperação dos ecossistemas degradados, permitindo restabelecer os serviços ecossistêmicos anulados pelos impactos ambientais.

No Brasil, várias iniciativas têm sido realizadas no intuito de identificar e caracterizar a estrutura das comunidades. No entanto, os estudos ainda são bastantes incipientes devido às grandes dimensões do país e sua elevada biodiversidade (MITTERMEIER *et al.*, 2005). Quando consideramos as comunidades de invertebrados dos ecossistemas límnicos, o maior número de trabalhos é das regiões sudeste, sul e norte, refletindo a distribuição dos pesquisadores (*e.g.* KIKUCHI & UEDA, 1998; FRANCISCHETTI *et al.*, 2004; CRISCI-BISPO *et al.*, 2007; FIDELIS *et al.*, 2008; SIEGLOCH *et al.*, 2008). Na região

centro-oeste, pouco se tem publicado (*e.g.* BISPO *et al.*, 2006; BISPO & OLIVEIRA, 2007; CABETTE *et al.*, 2010).

Essa lacuna no conhecimento sobre os macroinvertebrados é preocupante, devido sua importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que desempenham papel fundamental na transformação da matéria orgânica, no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes (DODDS, 2002). Dentre os macroinvertebrados bentônicos, a ordem Ephemeroptera se destaca como um dos principais grupos, principalmente por possuírem representantes em todos os grupos funcionais, serem abundantes e habitarem a maior parte dos habitats disponíveis em ambientes lênticos e lóticos (BARBER-JAMES *et al.*, 2008).

Os Ephemeroptera compõem um pequeno grupo de insetos aquáticos, com 10 famílias, 65 gêneros e 223 espécies registradas no Brasil. No estado de Mato Grosso são registrados apenas cinco famílias (Baetidae, Leptophlebiidae, Leptohiphidae, Caenidae e Polymitarcyidae), 21 gêneros e 27 espécies (SALLES, 2010).

As ninfas de Ephemeroptera são utilizadas como bioindicadores de qualidade de água, uma vez que possuem alta sensibilidade às alterações na estrutura física e química da água dos córregos (ROSENBERG & RESH, 1993).

Por outro lado, Mato Grosso é um dos estados campeões em desmatamento e no número de focos de incêndios, liderando, juntamente com o Pará, os principais responsáveis pelo avanço do desmatamento do bioma Amazônico (SCHWARTZMAN & ZIMMERMAN, 2005).

Esse mesmo cenário de devastação é registrado na bacia do rio Suiá-Miçú, afluente do rio Xingu, que se encontra em uma área de transição entre a Floresta Amazônica e o Cerrado. Apesar da existência de uma grande área preservada dentro do Parque Indígena do Xingu (NEU, 2006), isso não assegura a proteção dessa bacia, uma vez que as principais nascentes e cabeceiras estão situadas fora da área protegida e sofrem forte pressão do avanço agropecuário. De acordo com SCHWARTZMAN & ZIMMERMAN (2005), o avanço das plantações de soja, criação de gado, extração de madeira e a pesca predatória estão entre as principais ameaças desse ecossistema.

Sem a vegetação ripária, as chuvas têm causado o assoreamento dos cursos d'água, além de carrear os poluentes (insumos agrícolas e defensivos químicos como pesticidas e herbicidas) para dentro de córregos e rios, contaminando as bacias inteiras e alterando toda a cadeia alimentar (MOULTON & SOUZA, 2006). Tais alterações podem resultar em extinções locais, bem como, mudanças drásticas nas abundâncias das espécies. Situação essa que pode ser agravada ainda mais quando se trata de um grupo com grande sensibilidade a mudanças ambientais como os Ephemeroptera.

O objetivo deste trabalho consistiu em verificar o padrão de distribuição espacial das ninfas de Ephemeroptera em diferentes córregos e rios da bacia do rio Suiá-Miçú, MT e como os córregos estudados estão classificados, de acordo com a composição de espécies.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido ao longo da bacia do rio Suiá-Miçú, nos municípios de Querência, Ribeirão Cascalheira e Canarana, na porção leste do estado de Mato Grosso. Foram selecionados 12 pontos de coleta ao longo da bacia, abrangendo todas as fisionomias entre os paralelos 11°49'50"S e 13°15'45"S e os meridianos 51°53'20"W e 52°21'27"W (Fig. 1). Os ambientes variaram de 1ª à 6ª ordem (de acordo com a classificação de STRAHLER, 1957), porém, devido às diferenças entre os corpos d'água, eles foram classificados de acordo com as características físicas dos ambientes. Ambientes como o córrego Lúcio (2ª ordem - CRL), rio Piabanha (2ª ordem - RIPB), rio Suiá-Miçú, ponto um (2ª ordem - RISU1) e ponto dois (3ª ordem - RISU2) são lóticos de pequeno porte, variando de um a oito metros de largura. O rio Suiá-Miçú no ponto três (6ª ordem - RISU3) e o rio Suiazinho (4ª ordem - RISUZ) são maiores, tendo mais do que 10 m de largura, também lóticos. Os córregos Sucuri (2ª ordem - CRSRI), Brejão (1ª ordem - CRBJ) e o rio Darro (5ª ordem - RID) são ambientes extensos, alagados e semi-lóticos, conhecidos como varjões ou brejos, com

predominância de buritis (*Mauritia flexuosa* - Aracaceae). Por fim, três locais foram considerados alterados: o rio Betis, ponto dois (1ª ordem - RIBET2) e o córrego Brejo (1ª ordem - CRTB) são locais represados (semi-lóticos) com pisoteio frequente de gado, enquanto que o rio Betis no ponto um (1ª ordem - RIBET1) é lótico, de pequeno porte, mas está sobre influência antrópica, a apenas 20 m abaixo da represa.

De acordo com RATTER *et al.* (1978), a região apresenta clima tropical sazonal com estação seca de maio a outubro e chuvosa de novembro a abril, classificada como subtipo Savana (Aw) e com microrregiões do subtipo Monções (Am) e Tropical Chuvoso (A) segundo classificação de Köppen. A precipitação média é 1370 mm e temperatura entre 17°C e 32,7°C. As coletas foram realizadas em três estações, na seca (setembro/2007), início de chuva (dezembro/2007) e vazante (maio/2007).

A amostragem dos imaturos de Ephemeroptera foi realizada através da metodologia de transecto (metodologia adaptada de FERREIRA-PERUQUETTI & DE

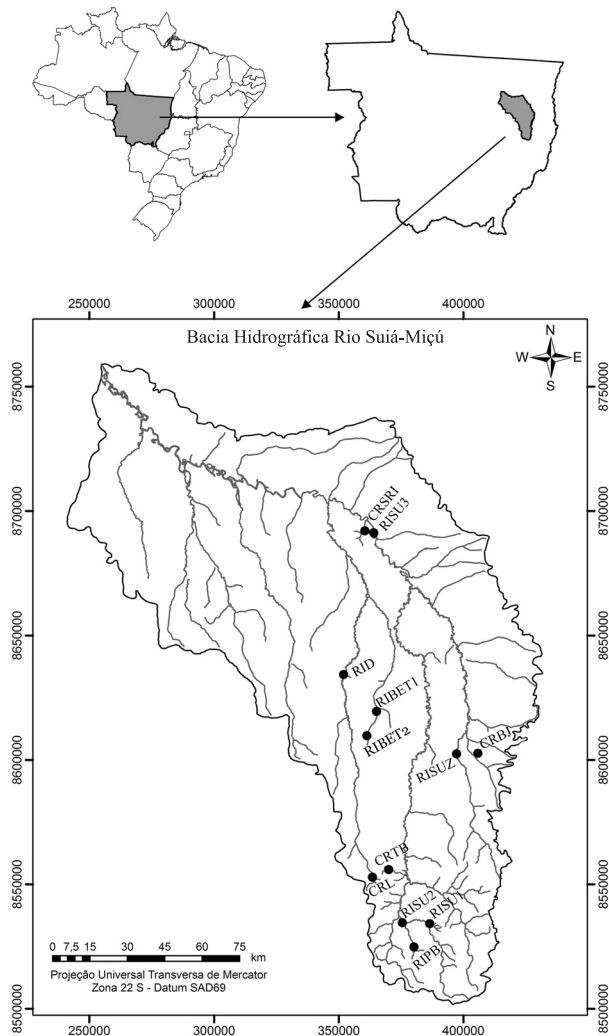


Figura 1. Pontos de coleta de Ephemeroptera imaturos na bacia do rio Suiá-Miçú, MT (CRSRI, córrego Sucuri; RISU3, rio Suiá-Miçú local 3; RIBET2, rio Betis represado; RIPB, rio Piabanha; RIBET1, rio Betis na mata; RISU2, rio Suiá-Miçú local 2; CRBJ, córrego Brejão; CRTB, nascente do Brejo na transição; RISU1, rio Suiá-Miçú local 1; RID, rio Darro; RISUZ, rio Suiazinho; CRL, córrego Lúcio).

MARCO, 2002). Para tal, foram demarcados 100 m na margem direita dos corpos d'água, subdivididos em 20 segmentos de cinco metros cada um. As amostras foram obtidas através de um coador de 18 cm de diâmetro e malha de 0,05 mm (rapiché), replicando-se três vezes uma porção aleatórias dos substratos presentes em cada segmento do centro para margem dos córregos. O material coletado foi triado em campo com o auxílio de pinças entomológicas e bandejas brancas, os espécimes foram separados e fixados em álcool a 85%.

Para a identificação dos espécimes foram utilizadas chaves taxonômicas de DOMÍNGUEZ *et al.* (2006) e DIAS *et al.* (2007). Os espécimes foram depositados na Coleção Zoobotânica "James Alexander Ratter", na Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina.

Considerando que a riqueza de espécies observada é frequentemente um estimador viciado para a riqueza de espécies real (SANTOS, 2003), a riqueza de espécies foi estimada. Como todas as amostras constituíram o mesmo tamanho e esforço amostral, a riqueza de espécie e/ou morfoespécie foi estimada através do estimador Jackknife de 1ª ordem (Jack 1), que dá maior peso às espécies raras (aquelas que ocorreram em apenas uma amostra) (BURNHAM & OVERTON, 1978). Mesmo que o método subestime a riqueza da comunidade, isto não constitui um grande problema, uma vez que o que em geral se espera das estimativas de riqueza é obter parâmetros para comparações entre inventários (SANTOS, 2003). Foi realizada a rarefação padronizada por amostra, pois conforme argumenta COURTEMANCH (1996) não se pode comparar amostras padronizadas por uma certa quantidade de indivíduos, visto que se perde muita informação quanto à abundância/densidade das espécies nas comunidades. A técnica de rarefação utilizada foi a "baseada em momentos" (Mao Tau) (GOTELLI & COLWELL, 2001), que elimina completamente a necessidade de réplica, permite a comparação direta de riqueza entre amostras e é menos intensiva computacionalmente do que o Jackknife (COLWELL *et al.*, 2004). Ambas as técnicas de estimativas foram calculadas no programa EstimateS 7.5.0 (COLWELL, 2005).

Com a finalidade de identificar possíveis agrupamentos dos riachos através do compartilhamento de espécies, foi aplicada a análise de classificação do TWINSPLAN (*Two-Way Indicator Species Analysis*) (HILL, 1979), nesta análise são apontadas espécies indicadoras do agrupamento, que são as espécies que foram exclusivas de cada lado da divisão. Para ordenar os 12 pontos de amostragem, visando agrupar aqueles mais similares em relação à composição e presença/ausência das espécies, foi utilizada a análise de correspondência detrendenciada com remoção do efeito do arco (*Detrended Correspondence Analysis – DCA*) (HILL & GAUCH, 1980).

O uso de duas análises multivariadas aparentemente similares se justifica devido a distinção de objetivos de cada análise. Os métodos de ordenação têm como objetivo principal revelar mudanças contínuas e suaves na estrutura das comunidades, enquanto que métodos de classificação têm como objetivo revelar grupos de amostras e a interligação entre os grupos (MELO & HEPP, 2008).

## RESULTADOS

Foram coletados 1356 indivíduos, distribuídos em sete famílias (Baetidae, Caenidae, Coryphoridae, Euthyplociidae, Leptohephidae, Leptophlebiidae e Polymirtacyidae), 31 gêneros e 42 espécies e/ou morfoespécies. As famílias mais abundantes foram Leptophlebiidae (n=522) e Baetidae (n=300), enquanto as famílias Coryphoridae (n=14) e Euthyplociidae (n=16) foram as que tiveram a menor abundância (Tab. I).

As espécies mais abundantes foram *Caenis cuniana* Froehlich, 1969 (n=155), *Fittkaulus* sp. (n=107), *Simothraulopsis* sp. (n=105) e *Callibaetis* sp.1 (n=103), que também foram bem distribuídas, estando presente em pelo menos metade dos locais amostrados. *Ulmeritoides flavopedes* (Spieth, 1943) foi a espécie que apresentou a maior amplitude de distribuição, ocorrendo em dez dos 12 pontos de coleta, não sendo observada apenas nos locais CRL e CRTB. Apesar da alta abundância do gênero *Campsurus* Eaton, 1868 (n=119), os indivíduos foram considerados como uma única espécie nas análises, em virtude de dificuldades taxonômicas, como descrições incompletas ou figuras inadequadas, e uma grande similaridade morfológica entre as espécies.

Com relação à distribuição das espécies nos ambientes estudados, o RID, CRSRI e CRBJ, ambientes alagados e semi-lênticos, apresentaram as maiores abundâncias amostradas (n=259, 226 e 227, respectivamente). Nesses ambientes, *Callibaetis* sp. 1 e sp. 2 foram as espécies mais abundantes. Os ambientes que apresentaram as menores abundâncias foram os ambientes com interferências antrópicas, RIBET1 (n= 11), CRTB (n=36) e RIBET2 (n=57).

A riqueza das espécies/morfoespécies apresentou o mesmo padrão em ambas as técnicas de estimativas, apesar dos valores gerados pelo Jackknife serem maiores (Fig. 2). Os locais mais ricos foram ambientes lóticos de médio e grande porte (RISU1, RISUZ e RISU2) enquanto que os menos ricos também foram os ambientes que apresentam influência antrópica (CRTB, RIBET1 e RIBET2). Os ambientes de pequeno porte e semi-lênticos apresentaram valores de riquezas intermediárias.

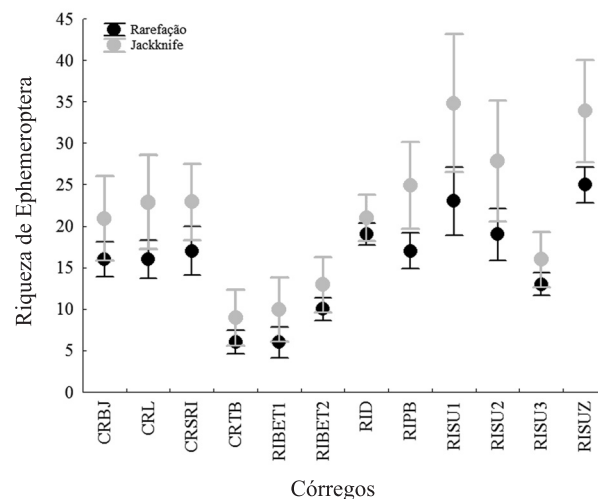


Figura 2. Riquezas estimadas de morfoespécies de Ephemeroptera nos córregos e rios da bacia do rio Suiá-Miçú, MT, coletados em 2007 e 2008 (as barras representam intervalo de confiança de 95%).

Na classificação dos córregos e rios, o TWINSpan indicou na primeira divisão a separação dos ambientes classificados como lóticos (RISU1, RISU2, RISU3, RISUZ, CRL e CRPB) dos ambientes semi-lênticos alterados (CRTB e RIBET2) e não alterados (RID, CBBJ, CRSRI) (Fig. 3). *Caenis cuniana* foi exclusiva dos ambientes semi-lênticos (espécie indicadora), enquanto que os ambientes lóticos não tiveram espécies indicadoras.

Na segunda divisão, no primeiro grupo (ambientes lóticos), o RISU3 se separou dos demais e *Amanahyphes saguassu* Salles & Molineri, 2006 foi a espécie indicadora desse subgrupo. No segundo grupo (ambientes semi-lênticos), o RIBET1 se separou dos outros ambientes, sendo que *Cryptonympha copiosa* Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998 foi a indicadora dos demais ambientes semi-lênticos.

Tabela I. Espécies e/ou morfoespécies de Ephemeroptera coletados em córregos da bacia do rio Suiá-Miçú-MT em 2007 e 2008, abundância e riqueza observada por córrego (siglas correspondentes aos locais, ver figura 1).

Espécies/Morfoespécies	Localidade												Total
	RISU1	RISU2	RISU3	RIBET1	RIBET2	RIPB	RISUZ	RID	CRSRI	CRBJ	CRTB	CRL	
<i>Amanahyphes saguassu</i> Salles & Molineri, 2006	2	7				2	5			1		12	29
<i>Americabaetis alphas</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1995	1	1			8				2				12
<i>Apobaetis fuizai</i> Salles & Lugo-Ortiz, 2002			1										1
<i>Askola</i> sp.	4					2	1					2	9
<i>Asthenopus cf. curtus</i>					2			30	18	17			67
<i>Aturbina georgei</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996		1	3					12	4				20
<i>Aturbina</i> sp. n.	4	3	4			1	6					1	19
<i>Brasilocaenis irmeli</i> Puthz, 1975			4	1									5
<i>Brasilocaenis</i> sp.			17	1		2	4		1				25
<i>Caenis cuniana</i> Froehlich, 1969				4	20			3	45	73	10		155
<i>Caenis fitkaui</i> Malzacher, 1986					4			1	23	3			31
<i>Caenis pflugfelderi</i> Malzacher, 1990	1	1	4	3		2	1	3					15
<i>Callibaetis</i> sp. 1				1	12		1	13	26	35	14	1	103
<i>Callibaetis</i> sp. 2								30	1	3			34
<i>Campsurus</i> spp.	23	17	26		6	6	13	27	1				119
<i>Campylocia</i> sp.	5					2	2					7	16
<i>Cloeodes auwe</i> Salles & Batista, 2004	4						7						11
<i>Cloeodes</i> sp.	1												1
<i>Coryphorus aquilus</i> Peters, 1981		2				4	1	1			1	5	14
<i>Cryptonympha copiosa</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998		1			2		2	4	7	18	9	2	45
<i>Farrodes</i> sp.	11	2					1		2			12	28
<i>Fittkaulus</i> sp.	9	6			1		40	16	13	22			107
<i>Hagenulopsis</i> sp.	1											1	2
<i>Harpagobaetis gulosus</i> Mol, 1986												1	1
<i>Hydrosmilodon gilliesae</i> Thomas & Peru, 2004	9	3				2				1			15
<i>Michophebia surinamenses</i> Savage & Peters, 1983			2				2	9	32	18	1		64
<i>Microphlebia</i> sp.	3					1		8					12
<i>Miroculis</i> sp. 1	1		3			3	2	35		1		1	46
<i>Miroculis</i> sp. 2	5	9	1			19	2	7	1			4	48
<i>Paracloeodes binodulus</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996							2						2
<i>Paramaka convexa</i> (Spieth, 1943)		1											1
<i>Simothraulopsis</i> sp.	10	3	10				7	17	43	9		6	105
<i>Thraulodes cochunaensis</i> Dominguez, 1987	2	4											6
<i>Traverhyphes</i> sp. 1	1	2				2						1	6
<i>Traverhyphes</i> sp. 2	3												3
<i>Tricorythodes hiemalis</i> Molineri, 2001						3	1	20		15		1	40
<i>Tricorythodes</i> sp. 1					1	1	2	2					6
<i>Tricorythodes</i> sp. 2							1						1
<i>Tricorythopsis</i> sp.							1			1			2
<i>Ulmeritoides flavopedes</i> (Spieth, 1943)	1	1	28	1	1	1	17	21	6	3			80
<i>Waltzoyphius roberti</i> Thomas & Peru, 2002	1	2	1				3		1	7	1	5	21
<i>Zelusia principalis</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998	26	1				1	1						29
Total de indivíduos	128	67	104	11	57	54	125	259	226	227	36	62	1356
Total de táxons	23	19	13	6	10	17	25	19	17	16	6	16	

Na terceira divisão, o RISUZ se separou dos outros ambientes lóticos e de pequeno porte (RISU2, RIPB, CRL e RISU1) tiveram os maiores escores enquanto que os ambientes alterados (RIBET1, RIBET2 e o CRTB) apresentaram os escores mais baixos no primeiro eixo. Os ambientes semi-lóticos alagáveis (RID, CRBJ, CRSRI) e os ambientes lóticos de grande porte, RISUZ e RISU3 (> 16 m) apresentaram valores intermediários.

É possível perceber uma variação na composição de espécies conforme ocorre um aumento do canal dos córregos, no qual os ambientes lóticos de pequeno porte possuem uma composição mais similar aos lóticos de grande porte e este, por sua vez, mais similar aos semi-lóticos alagáveis. Os ambientes alterados lóticos (RIBET1) e semi-lóticos (RIBET2 e CRTB) (destacados na Fig. 4) apresentaram composição de espécies mais similar aos ambientes semi-lóticos alagáveis.

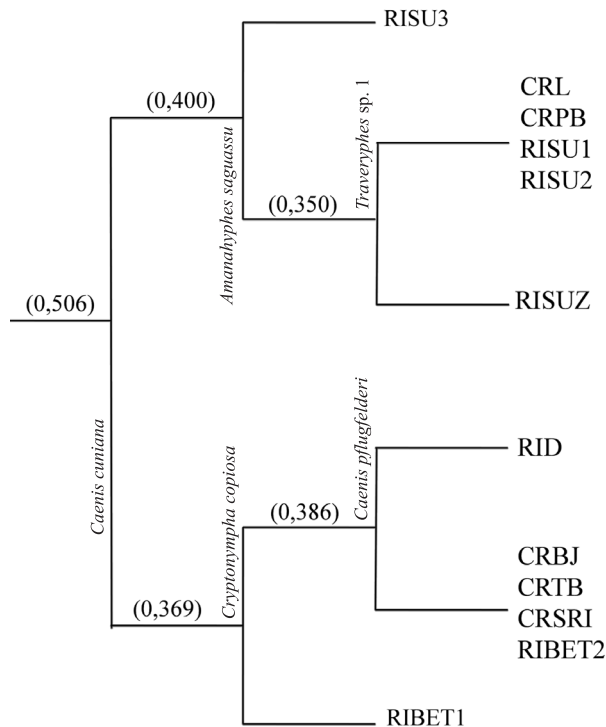


Figura 3. Dendrograma ilustrando a classificação dos córregos/rios da bacia do rio Suiá-Miçú pelo método TWINSpan, de acordo com a composição e abundância das espécies amostradas em 2007 e 2008. As espécies são indicadoras do referente grupo.

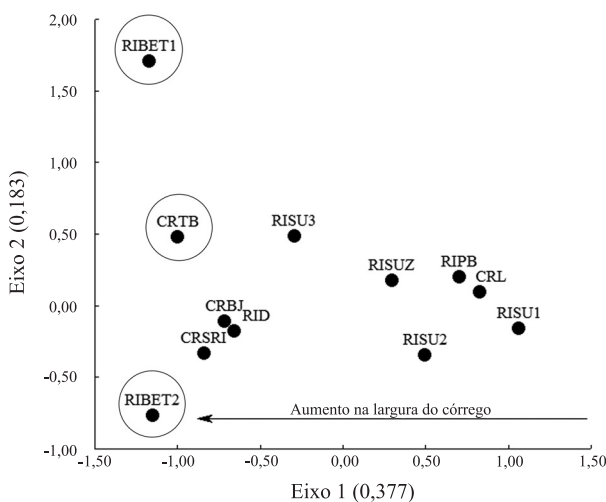


Figura 4. Ordenação da análise de correspondência destendenciada (DCA) a partir da composição e presença/ausência das espécies de Ephemeroptera pelos corpos d'água da bacia do rio Suiá-Miçú, MT, coletados em 2007 e 2008. Os círculos representam os ambientes alterados.

Os ambientes lóticos e de pequeno porte (RISU2, RIPB, CRL e RISU1) tiveram os maiores escores enquanto que os ambientes alterados (RIBET1, RIBET2 e o CRTB) apresentaram os escores mais baixos no primeiro eixo. Os ambientes semi-lóticos alagáveis (RID, CRBJ, CRSRI) e os ambientes lóticos de grande porte, RISUZ e RISU3 (> 16 m) apresentaram valores intermediários.

É possível perceber uma variação na composição de espécies conforme ocorre um aumento do canal dos córregos, no qual os ambientes lóticos de pequeno porte possuem uma composição mais similar aos lóticos de grande porte e este, por sua vez, mais similar aos semi-lóticos alagáveis. Os ambientes alterados lóticos (RIBET1) e semi-lóticos (RIBET2 e CRTB) (destacados na Fig. 4) apresentaram composição de espécies mais similar aos ambientes semi-lóticos alagáveis.

## DISCUSSÃO

A distribuição e composição das comunidades de Ephemeroptera da bacia do Suiá-Miçú apresentaram grande similaridade com os padrões encontrados em outros estudos. BISPO & OLIVEIRA (1998), trabalhando em córregos de Goiás, também encontraram Leptophlebiidae e Baetidae como as famílias mais abundantes de Ephemeroptera, assim como nos trabalhos de BISPO *et al.* (2006) e BISPO & OLIVEIRA (2007), onde estas famílias foram mais ricas.

A maior abundância e riqueza das duas famílias pode ser reflexo da maior diversidade das mesmas, que comportam mais de 26% (Leptophlebiidae) e 30% (Baetidae) da diversidade específica total dos Ephemeroptera do Brasil (SALLES, 2010). A baixa abundância e riqueza de Coryphoridae e Euthyplociidae também podem ser explicadas pela suas baixas diversidades, cada uma com menos de 1% da diversidade total de espécies.

Por serem ambientes alagados, RID, CRSRI e CRBJ, o tipo de vegetação predominante é de *Mauritia flexuosa* (buriti), e não possuem sombreamento de mata ciliar propriamente dita. Dessa forma, nesses ambientes há maior entrada de luz no meio aquático, proporcionando uma elevada produção autóctone, com a presença de grandes quantidades de macrófitas aquáticas e subaquáticas e depósito de material alóctone carreado que, em consequência da baixa correnteza, acaba depositado nesses locais, resultando em uma maior oferta de alimento (FRANCISCHETTI *et al.*, 2004). Desse modo, a comunidade heterotrófica dessas áreas dispõe não somente de material alóctone, mas também matéria orgânica e algas que afloram com a abertura do dossel (KIKUCHI & UIEDA, 1998), fato que deve ter contribuído para a maior abundância nestes ambientes.

A maior riqueza de espécies e/ou morfoespécies registrada no RISU1, RISUZ e RISU2 provavelmente está relacionada ao fato desses locais serem ambientes de médio a grande porte com entrada de luz e produção autóctone, o que aumenta a disponibilidade de alimento (VANNOTE *et al.*, 1980), e por serem ambientes tipicamente lóticos. Este resultado corrobora o trabalho de FIDELIS *et al.* (2008), que registraram a maior riqueza de insetos aquáticos em áreas de correnteza.

A correnteza é essencial por transportar a matéria orgânica particulada e pequenos insetos que são consumidos pelas larvas (STEHR, 1987). Para os efemerópteros, o carreamento de matéria orgânica em suspensão de trechos a montante serve de alimento para as espécies com pouca capacidade de locomoção (LAMPERT & SOMMER, 2007). Segundo SILVEIRA (2004), os processos ecossistêmicos de transporte de energia e ciclagem de matéria são bastante influenciados pelas condições de fluxo do rio.

A menor riqueza registrada no RIBET1 e CTBJ está relacionada às alterações na mata ciliar, que refletiram diretamente nas comunidades, uma vez que a homogeneização dos habitats diminuiu a área de ocorrência desses indivíduos (VOELZ & McARTHUR, 2000). Em ambientes heterogêneos, os habitats são variados e há uma chance maior das espécies encontrarem um nicho ecológico. Por outro lado, em ambientes alterados pela retirada da vegetação ripária, as chuvas provocam o assoreamento do leito, aumento da quantidade de sedimentos em suspensão e da turbidez, diminuição da velocidade da correnteza e homogeneização de habitat (CALLISTO *et al.*, 2001; GOULART & CALLISTO, 2003; MOULTON & SOUZA, 2006). De acordo com BISPO & OLIVEIRA (2007), em córregos alterados existe uma diminuição dos táxons sensíveis e um aumento significativo em táxons tolerantes, o que ocasiona a redução da diversidade.

Em ecossistemas aquáticos, uma das características mais importantes para determinar a composição de espécies está no tipo de ambiente, não somente pela intensidade do fluxo, mas também pelas características físicas e biológicas associadas (RIBERA, 2008). Muitos macroinvertebrados aquáticos são habitantes de ambientes léticos ou lóticos, com poucas espécies aptas a viver nos dois tipos de ambientes (RIBERA & VOGLER, 2000). Assim, há grande risco à biodiversidade de macroinvertebrados, dado a frequência cada vez maior do represamento dos cursos d'água para a construção de barragens ou de grandes reservatórios para o fornecimento de energia.

O fato do RIBET1 ter proximidade com a represa pode influenciar a composição de espécies, pois aquelas adaptadas a ambientes léticos possuem maior capacidade de dispersão do que as adaptadas a ambientes lóticos (RIBERA & VOGLER, 2000; RIBERA, 2008), o que pode ter ocasionado a similaridade entre a composição deste local com os demais locais semi-léticos. De fato, todas as espécies de Ephemeroptera amostradas neste ponto, com exceção de *Simothraulopsis* sp., cujo conhecimento a respeito de sua biologia é praticamente nulo, são características de ambientes léticos ou ocorrem em remansos de ambientes lóticos (SAVAGE & PETERS, 1978; DOMÍNGUEZ *et al.*, 2006).

As alterações ambientais (retirada da vegetação ripária, represamento e pisoteio de gado) ocorrentes nos RITET2 e CRTB foram as responsáveis na diferenciação da composição de espécies nestes locais. Ao estudar a influência da degradação ambiental, BUSS *et al.* (2002) concluiu que a perda da integridade é o fator mais importante na redução de riqueza de táxons de macroinvertebrados aquáticos.

ORID é o ambiente mais profundo dentre os locais amostrados, com cerca de sete metros, e é o maior em extensão de alagamento dentre os ambientes semi-léticos estudados, o que deve refletir na maior heterogeneidade de habitats neste ambiente, ocasionando a separação dos outros córregos semi-léticos.

ORISU3 se diferencia dos demais ambientes lóticos provavelmente devido à largura de seu leito, com aproximadamente 60 m, enquanto que os outros ambientes possuem larguras menores que 15 m. Essa mesma característica pode explicar a separação observada no RISUZ na terceira divisão, pois este rio é cerca de seis metros mais largo do que os outros ambientes (que variam entre 2,53 e 8,17 m).

Estes dados, somados ao resultado do DCA sugerem que a composição de espécies de ambientes lóticos varia em função da largura do canal dos córregos. A teoria de continuidade de rios, proposta por VANNOTE *et al.* (1980), afirma que os organismos aquáticos se ajustariam à disponibilidade de alimento ao longo do contínuo de um rio de acordo com sua categoria funcional. O tipo de alimento disponível, assim como outras características (temperatura e tipo de substrato) dependeriam da largura do canal do rio, que permite ou não a entrada de matéria orgânica no sistema (em trechos de cabeceira) e de luz (em trechos intermediários e baixos dos rios). Este resultado corrobora o trabalho de HEINO *et al.* (2005), no qual o tamanho do córrego foi o principal fator influenciando a estrutura taxonômica de comunidades de macroinvertebrados. Além disso, com o aumento da largura, grandes rios funcionariam como sistemas léticos, uma vez que grandes volumes de água acabariam homogeneizando o sistema e reduzindo o número de microhabitats (JUN *et al.*, 2007).

Os planos de conservação de córregos podem ser baseados em classes de tamanho, pois a largura do córrego é claramente uma característica chave do gradiente para determinar a diversidade taxonômica de comunidades de macroinvertebrados (HEINO *et al.*, 2005).

Os resultados deste estudo mostraram um padrão na distribuição dos efemerópteros imaturos, os ambientes semi-léticos foram os mais abundantes, já os ambientes médios e grandes, lóticos, foram os mais ricos. As desestruturas físicas dos ambientes aquáticos afetaram a composição de espécies de Ephemeroptera e ocasionaram a perda de espécies e queda na abundância de indivíduos. A largura dos ambientes, alterações no fluxo de água (represas) e características do fluxo da água (lótico/lético) foram bons preditores para a composição de espécies de Ephemeroptera da Bacia do Suiá-Miçú, Mato Grosso. Dessa forma, sugere-se a interferência urgente para reconstituição das APPs nas cabeceiras da bacia do rio Suiá-Miçú para a manutenção e reestruturação da diversidade local.

**Agradecimentos.** Ao Herson Souza Lima e equipe do Laboratório de Entomologia de Nova Xavantina/UNEMAT, pela ajuda em campo. Ao CNPq pelo fomento (proc.nº 520268/2005-9). Aos parceiros EMBRAPA, ISA e ONGs relacionadas à Campanha Y Ikatu Xingu, motivadora deste projeto. Aos revisores anônimos, pelas críticas e sugestões à primeira versão do trabalho. Leandro Juen é bolsista da Capes e agradece a essa agência pelo apoio.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBER-JAMES, H. M.; GATTOLLIAT, J. L.; SARTORI, M. S. & HUBBARD, M. D. 2008. Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia* **595**:339-350.
- BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. In: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. L. eds. *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ. **Oecologia Brasiliensis** **5**:191-207.
- \_\_\_\_\_. 2007. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* **24**(2):283-293.
- 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 immature. *Brazilian Journal of Biology* **66**(2B):611-622.
- BURNHAM, K. P. & OVERTON, W. S. 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* **65**(3):625-633.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L. & DORVILLÉ, L. F. M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia* **481**:125-136.
- CABETTE, H. S. R.; GIEHL, N. F. S.; DIAS-SILVA, K.; JUEN, L. & BATISTA, J. B. 2010. Distribuição de Nepomorpha e Gerromorpha (Insecta: Heteroptera) da Bacia Hidrográfica do Rio Suiá-Miçu, MT: riqueza relacionada à qualidade da água e do hábitat. In: SANTOS, J. E.; GALBIATI, C. & MOSCHINI, L. E. orgs. *Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura*. São Carlos, RiMa. v.2, p.113-137.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M. & GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* **6**(1):71-82.
- COLWELL, R. K. 2005. **Statistical estimation of species richness and shared species from samples (EstimateS), versão 7.5**. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>>. Acesso em: 29.10.2009.
- COLWELL, R. K.; MAO, C. X. & CHANG, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* **85**(10):2717-2727.
- COURTEMANCH, D. L. 1996. Commentary on the sub-sampling procedures used for rapid bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society* **15**(3):381-385.
- CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C. & FROELICH, C. G. 2007. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic rainforest streams, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* **24**(2):312-318.
- DIAS, L. G.; MOLINERI, C. & FERREIRA, P. S. F. 2007. Ephemeroptera (Insecta: Ephemeroptera) do Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia* **47**(19):213-244.
- DODDS, W. K. 2002. **Freshwater Ecology: concepts and environmental applications**. Aquatic Ecology Series. San Diego, Academic. 568p.
- DOMÍNGUEZ, E.; MOLINERI, C.; PESCADOR, M. L.; HUBBARD, M. & NIETO, C. 2006. **Ephemeroptera of South America**. Moscow, Pensoft. 646p.
- DOWNES, B. J. & REICH, P. 2008. What is the spatial structure of stream insect populations? Dispersal behaviour at different life-history stages. In: LANCASTER, R. A. B. ed. **Aquatic insects: challenges to populations**. London, Proceedings of the Royal Entomological Society of London. p.184-203.
- FERREIRA-PERUQUETTI, P. & DE MARCO JR., P. 2002. Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **19**(2):317-327.
- FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J. L. & HAMADA, N. 2008. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. *Acta Amazonica* **38**(1):127-134.
- FRANCISCHETTI, C. N.; DA-SILVA, E. R.; SALLES, F. F. & NESSIMIAN, J. L. 2004. A efemeroterofauna (Insecta: Ephemeroptera) do trecho ritral inferior do Rio Campo Belo, Itatiaia, RJ: composição e mesodistribuição. *Lundiana* **5**(1):33-39.
- GOTELLI, N. J. & COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* **4**(4):379-391.
- GOULART, M. D. C. & CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM* **2**(1):153-164.
- HEINO, J.; PARVIAINEN, J.; PAAVOLA, R.; JEHL, M.; LOUHI, P. & MUOTKA, T. 2005. Characterizing macroinvertebrate assemblage structure in relation to stream size and tributary position. *Hydrobiologia* **539**:121-130.
- HILL, M. O. 1979. **TWINSPAN - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes**. Nova York, Cornell University. 90p.
- HILL, M. O. & GAUCH, H. G. 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* **42**:47-58.
- JUEN, L.; CABETTE, H. S. R. & DE MARCO, P. 2007. Odonate assemblage structure in relation to basin and aquatic habitat structure in Pantanal wetlands. *Hydrobiologia* **579**:125-134.
- KIKUCHI, R. M. & UIEDA, V. S. 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. L. eds. **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ. Series Oecologia Brasiliensis. v.5, p.157-173.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. 2007. **Limnecology**. 2. ed., Nova York, Oxford University. 324p.
- MELO, A. S. 2008. O que ganhamos "confundindo" riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* **8**(2):21-27.
- MELO, A. S. & HEPP, L. U. 2008. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis** **12**(3):463-486.
- MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B. & BRANDON, K. 2005. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade** **1**(1):14-21.
- MOULTON, T. P. & SOUZA, M. L. 2006. Conservação com base em bacias hidrográficas. In: ROCHA C. F. D.; BERGALLO H. G.; SLUYS M. V. & ALVES A. S. A. eds. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos, RiMa. p.157-182.
- NEU, V. 2006. **Impactos antrópicos nas cabeceiras do Rio Xingu**. Disponível em: <[http://www.yikatuxingu.org.br/arquivos/projetos/35/Estudoporcentagem20Vaniaporcentagem20Neu\\_CENA/USP.doc](http://www.yikatuxingu.org.br/arquivos/projetos/35/Estudoporcentagem20Vaniaporcentagem20Neu_CENA/USP.doc)>. Acesso em: 13.10.2010.
- RATTER, J. A.; ASKEW, G. P.; MONTGOMERY, R. F. & GIFFORD, D. R. 1978. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso II. Forest and soils of the Rio Suiá-Miçu area. **Proceedings of the Royal Society** **293**:191-208.
- RIBERA, I. 2008. Habitat constraints and the generation of diversity in freshwater macroinvertebrates. In: LANCASTER, R. A. B. ed. **Aquatic insects: challenges to populations**. London, Proceedings of the Royal Entomological Society of London. p.289-312.
- RIBERA, I. & VOGLER, A. P. 2000. Habitat type as a determinant of species range sizes: the example of lotic-lentic differences in aquatic Coleoptera. **Biological Journal of the Linnean Society** **71**:33-52.
- ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. eds. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman & Hall. p.1-9.
- SALLES, F. F. 2010. **Lista de espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil**. Disponível em: <<https://sites.google.com/site/listaephemeropteradobrasil/home>>. Acesso em: 25.10.2010.
- SANTOS, A. J. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R. & VALLADARES-PADUA, C. eds. **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida**

- Silvestre.** Curitiba, UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.19-41.
- SAVAGE, H. M. & PETERS, W. L. 1978. *Fittkaulus maculatus*, a new genus and species from northern Brazil (Leptophlebiidae: Ephemeroptera). **Acta Amazonica** **8**(2):293-298.
- SCHWARTZMAN, S. & ZIMMERMAN, B. 2005. Conservation alliances with indigenous peoples of the Amazon. **Conservation Biology** **19**(3):721-727.
- SIEGLOCH, A. E.; FROELICH, C. G. & KOTZIAN, C. B. 2008. Composition and diversity of Ephemeroptera (Insecta) nymph communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, southern Brazil. **Iheringia, Série Zoológica**, **98**(4):425-432.
- SILVEIRA, M. P. 2004. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. 1. ed., Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente. 68p.
- STEHR, F. W. 1987. **Immature Insects**. Iowa, Kendall/Hunt Publishing Company. v.1, 754p.
- STRAHLER, H. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **American Geophysical Union Transactions** **38**:913-920.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **37**:130-137.
- VOELZ, N. J. & MCARTHUR, V. 2000. An exploration of factors influencing lotic insect species richness. **Biodiversity and Conservation** **9**:1543-1570.

---

Recebido em dezembro de 2009. Aceito em novembro de 2010. ISSN 0073-4721

Artigo disponível em: [www.scielo.br/isz](http://www.scielo.br/isz)

Impresso e distribuído em 2011.