

JOANA DARC BATISTA

**SAZONALIDADE, IMPACTO AMBIENTAL E O PADRÃO DE DIVERSIDADE
BETA DE ODONATA EM RIACHOS TROPICAIS NO BRASIL CENTRAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em
Entomologia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS, BRASIL
2010**

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

B333s
2010

Batista, Joana Darc, 1967-

Sazonalidade, impacto ambiental e o padrão de diversidade
beta de odonata em riachos tropicais no Brasil Central /
Joana Darc Batista. – Viçosa, MG, 2010.

x, 98f. : il (algumas col.) ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: José Cola Zanuncio.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Odonato - Populações. 2. Diversidade biológica.
3. Impacto ambiental. 4. Ecologia de rios. 5. Libélula.
I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 595.733

JOANA DARC BATISTA

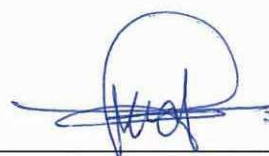
**SAZONALIDADE, IMPACTO AMBIENTAL E O PADRÃO DE DIVERSIDADE
BETA DE ODONATA EM RIACHOS TROPICAIS NO BRASIL CENTRAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em
Entomologia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

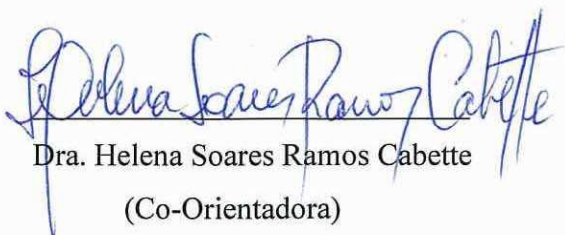
APROVADA: 29 de setembro de 2010.



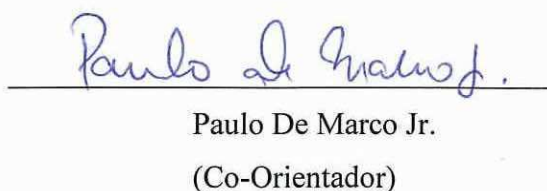
Dr. Jorge Luiz Nessimian



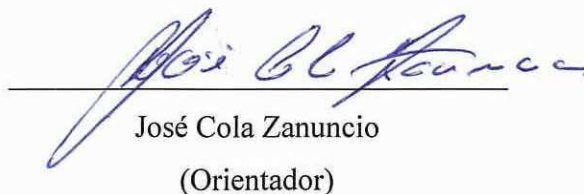
Dr. Lúcio Antônio de Oliveira Campos



Dra. Helena Soares Ramos Cabette
(Co-Orientadora)



Paulo De Marco Jr.
(Co-Orientador)



José Cola Zanuncio
(Orientador)

Aos meus filhos: Dayanne, Handerson e meu esposo Lourivaldo.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todas as pessoas e instituições que contribuíram direta ou indiretamente para realização deste estudo.

À Universidade Federal de Viçosa pela oportunidade concedida e estrutura disponibilizada e ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado.

À FAPEMAT e à UNEMAT - Campus Universitário de Nova Xavantina, pelo apoio logístico para o trabalho de campo e disponibilidade dos equipamentos de laboratório.

Ao professor José Cola Zanuncio pela orientação e principalmente por aceitar a parceria com o professor Paulo De Marco, a qual foi de extrema importância no desenvolvimento desse estudo.

A Banca, José Cola Zanuncio, Paulo De Marco Júnior, Jorge Luiz Nessimian, Helena Soares Ramos Cabette, Lúcio Antônio de Oliveira Campos e os suplentes: Jorge Dergam e Marinêz Siqueira, obrigada pelas valiosas sugestões.

Aos amigos e colegas de trabalho do Laboratório de Entomologia de Nova Xavantina, Helena, Tiago, Karina, Denis, Leandro Brasil, Yule, Anselmo, Bruna, Jackeline e Núbia, pela amizade e apoio nos trabalhos de campo e laboratório. A Maylla, um obrigada especial, pela dedicação na organização da coleção e identificação dos Anisoptera, que facilitou muito meu trabalho.

Aos amigos e colegas de trabalho do Laboratório de Ecologia e Síntese: Leandro, Lara, Mirian, Carol Costa, Carol Nóbrega, Eduardo Pacífico, Sílvia, Júlio, Daniel, Polyana, Tiago Bernadi, Paulinho, Lenise, Fernanda, Marina, Paulina, José, obrigada a todos, pelo companheirismo, amizade, pelas discussões de ecologia e ainda pelas brincadeiras que ajudaram a quebrar a tensão do final de tese. Ao Nelson, um obrigada especial pela confirmação das espécies de Anisoptera. Espero não perder o contato com vocês!

A Uly e Carol do Laboratório de Análise de Águas, Campus Universitário de Nova Xavantina, pelas análises dos dados físico-químicos.

Aos professores, Carla Yotoko, Lúcio Campos, Helena Cabette, Daniela Resende e Marinêz Siqueira, pela participação e valiosas sugestões no trabalho de qualificação.

Ao Frederico Lencioni, pela confirmação da identificação das espécies de Zygoptera.

Ao Nadson Ressye Simões da Silva e Eduardo Pacífico, pela valiosa contribuição na análise do capítulo um e Carol Nóbrega pelas discussões de modelagem.

Um agradecimento especial, ao Lourivaldo Amancio de Castro, pela indispensável colaboração nos trabalhos de campo e confecção dos mapas.

Ao amigo Fábio Carvalho, pela indispensável colaboração na Língua Inglesa.

À “família” da casa um, em Goiânia, Leandro, Fábio, Ricardo, Eduardo e Carol, obrigada pelo carinho, amizade, compreensão e solidariedade nesse período em que prazerosamente dividimos a mesma casa. E nossa querida “Tia Isis” por todo carinho e lanchinhos deliciosos. Sentirei saudades!

Aos amigos da casa dois, que sempre estiveram presentes na casa um, Daniel, Paulinho, Karina, Mirian, Poliana e Thiago, obrigada galera!

Os amigos de “Viçosa”, Karina Furieri, Frederico Falcão, Lucimar, Tatiana, Sustanis, Sabrina, Magali, Cesar, Claudinéia, e ao grupo de estudo de Evolução e Fisiologia, obrigada pela amizade, calorosas discussões e companhia nos almoços de domingo.

Aos amigos de sempre, Leandro e Flavinha, me sinto extremamente privilegiada de te-los como amigos tão queridos! Obrigada, pela amizade sincera, o carinho e a dedicação que vocês demonstraram todo esse tempo, as palavras de incentivo nos momentos difíceis e essa sintonia que, às vezes, dispensa as palavras. E à Karina Dias pela amizade, companheirismo e, principalmente por nos fazer “RIR”.

Às secretárias da Entomologia da UFV, Dona Paula e Mirian, pela presteza, competência e gentileza com que sempre me atenderam. Um grande Abraço!

Ao professor Rogério Bastos, pela amizade, por sempre se fazer presente no laboratório e gentilmente nos manter informados (política, futebol...).

Aos proprietários de terra que gentilmente permitiram o acesso aos riachos de suas fazendas, viabilizando essa pesquisa.

Aos professores, Helena Soares Ramos Cabette e Paulo De Marco, um reconhecimento mais que especial, a vocês que foram os grandes responsáveis pela minha formação acadêmica. Obrigada pela dedicação, ensinamentos, apoio e paciência nos momentos de “leseira”. Obrigada, principalmente por me fazerem acreditar que eu seria capaz. É incentivador o jeito otimista que vocês têm de ver as coisas e admirável a naturalidade com que transformam os “tropeções em passos de dança”. Não tenho a pretensão de me comparar a vocês, mas pretendo levar o bom exemplo de ética, profissionalismo e generosidade. E na medida do possível, contribuir para a formação de outras “Joanas”. Obrigada pelo carinho e amizade! Nossa história não termina aqui! Afinal.... “somos responsáveis por aqueles que cativamos!”

Aos familiares, principalmente, mãe, esposo e filhos, pelo apoio incondicional, pela paciência e tolerância em todos os momentos de ausência, para me dedicar à tese. Amo vocês!

SUMÁRIO

RESUMO	IX
ABSTRACT	X
INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	4
CAPITULO 1.....	7
Modelagem de distribuição potencial de Odonata como estratégia para prever impacto ambiental..	7
RESUMO	8
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. MATERIAL E MÉTODOS	11
2.1. Área de estudo	11
2.2. Coleta de dados no campo	12
2.3. Dados de ocorrência.....	13
2.4. Dados ambientais	14
3. Métodos de modelagem.....	14
3.1. Maxent.....	14
3.3. Avaliação dos modelos e escolha de limiar de corte	14
3.4. Análise dos dados	15
4. RESULTADOS	15
4.1. Dados de coleta	15
4.2. Dados do modelo	20
5. DISCUSSÃO.....	23

5.1. Impacto ambiental e índice de qualidade.....	23
5.2. Sobreprevisão, esforço de coleta local e falta de informações biogeográficas.....	24
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	26
CAPÍTULO 2.....	29
Partição da diversidade beta de Odonata em “turnover” e aninhamento em uma floresta com gradiente de cobertura.....	29
RESUMO	30
INTRODUÇÃO.....	31
MATERIAL E MÉTODOS.....	34
Área de estudo	34
Amostragem e identificação do material biológico.....	35
Parâmetros físicos, físico-químicos e químicos.	36
Análise de alterações ambientais.....	37
ANÁLISE DE DADOS	38
Diversidade Beta.....	39
Partição da diversidade beta	39
Efeito da integridade ambiental sobre a diversidade beta.....	41
Efeito de variáveis regionais/locais na riqueza e diversidade beta de Odonata.....	41
RESULTADOS	42
Descrição geral da comunidade.....	42
Efeito de variáveis regionais/locais na riqueza e diversidade beta de Odonata.....	42
DISCUSSÃO.....	51
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
CAPÍTULO 3.....	64

Sincronia e estresse ambiental em riachos tropicais: sazonalidade nos parâmetros da comunidade de Odonata.....	64
RESUMO	65
INTRODUÇÃO.....	66
MATERIAL E MÉTODOS	69
Locais estudados.....	69
Amostragem, coleta e identificação do material biológico.....	71
Parâmetros físico, físico-químicos e químicos.....	71
ANÁLISE DE DADOS	72
RESULTADOS	75
Aspectos gerais da comunidade	75
Riqueza de espécies por estação do ano.....	78
Composição de espécies	79
Diferença no tamanho corporal em espécies associadas à chuva/seca	80
Índice de sincronia	81
Variação na temperatura da água e sazonalidade.....	82
DISCUSSÃO.....	85
Variação de composição de espécies e espécies indicadoras: tamanho corporal e sazonalidade em Odonata.....	85
Variação sazonal da abundância e riqueza	85
Fatores determinantes da sincronia e sazonalidade nas comunidades	88
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91
CONCLUSÃO GERAL	96
APÊNDICE I	97

RESUMO

BATISTA, Joana Darc, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, setembro, 2010. **Sazonalidade, impacto ambiental e o padrão de diversidade beta de Odonata em riachos tropicais no Brasil Central.** Orientador: José Cola Zanuncio. Co-Orientadores: Paulo De Marco Júnior, Helena Soares Ramos Cabette e José Eduardo Serrão.

Neste estudo foi investigado como a sazonalidade e o impacto ambiental afetam a composição e a estrutura de comunidades de Odonata, testando as seguintes hipóteses: 1) a modelagem de distribuição potencial de espécies pode ser útil como uma ferramenta para prever alteração ambiental; 2) mudanças na paisagem decorrentes do processo de antropização afetam a distribuição e o padrão de diversidade beta de Odonata; 3) a sazonalidade afeta a distribuição e o padrão de riqueza em Odonata. O estudo foi realizado em riachos da Bacia do Rio Pindaíba, Mato Grosso, com coletas no período de seca e chuva entre 2005 e 2009. A amostragem de Odonata foi feita pelo método de varredura com áreas fixas. Os resultados mostraram que: 1) o modelo de distribuição predisse uma maior quantidade de famílias e de espécies para todos os locais, em relação aos dados de validação, o que foi atribuído a restrições de hábito e horário de atividades das espécies e esforço amostral. O uso de modelos pode ser uma estratégia importante para análises de biodiversidade em sistemas com poucas informações históricas de distribuição biogeográfica; 2) o padrão de substituição foi dominante para Anisoptera e Zygoptera mesmo em áreas com menor integridade do habitat. O aumento do aninhamento no grupo Anisoptera e o padrão inverso para Zygoptera poderia resultar de níveis diferentes de especialização desses grupos, gerando um padrão diferente de espécies únicas nos dois sistemas; 3) a maior riqueza de Odonata na estação chuvosa, mostra padrão inverso de estudos na Mata Atlântica, sugerindo que Odonata em rios de Cerrado foram menos controlados por restrições de temperatura. A variação na temperatura da água atua como um fator de estresse na dinâmica da comunidade e diminui o número de espécies não adaptadas a condições ambientais severas ao favorecer a sincronização das demais devido à similaridade ecológica.

ABSTRACT

BATISTA, Joana Darc, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, september, 2010. **Seasonality, environmental impact and pattern of beta diversity of Odonata in tropical streams of Central Brazil.** Advisor: José Cola Zanuncio. Co-advisors: Paulo De Marco Júnior, Helena Soares Ramos Cabette and José Eduardo Serrão.

In this study, I investigated how seasonality and environmental impacts affect the composition and structure of Odonata communities, testing the following hypotheses: 1) the potential species distribution modeling can be useful as a tool to predict environmental changes; 2) changes in the landscape deriving from anthropization affect the distribution and pattern of beta diversity of Odonata; 3) seasonality causes effect in the distribution and richness pattern of Odonata. The study was carried out in streams of river Pindaíba basin, Mato Grosso, with samplings in the dry and rainy seasons, between 2005 and 2009. Sampling of Odonata was done by fixed-areas scan method. Results showed that 1) the distribution model predicted a greater quantity of families and species at all sites in relation to validation data. This result was attributed to habit and species activity hour constraints and sampling effort. However, the use of models can be an important strategy for biodiversity analyses in systems with few historic information about biogeographic distribution; 2) the turnover pattern was dominant for Anisoptera and for Zygoptera, even in areas with smaller integrity. Increase of nestedness in Anisoptera, and the inverse pattern in Zygoptera, can be the result of different levels of specialisation of these groups, producing an unbalanced pattern of unique species in the two systems; 3) the greater richness of Odonata was found in the rainy season, which is an inverse pattern in relation to previous studies in Atlantic Forest, suggesting that Odonata in Cerrado rivers were less controlled by temperature constraints. Finally, it was showed that variation in water temperature acts as a stressing factor in community dynamics, decreasing the number of species that are not adapted to severe environmental conditions, favouring the synchrony of the remaining species due to ecological similarity.

INTRODUÇÃO GERAL

O Cerrado é um dos biomas com maior diversidade do mundo (Myers et al. 2000), mas perdeu, nas últimas décadas, mais da metade de sua cobertura vegetal (Machado et al. 2004; Klink & Machado 2005). Mesmo assim, tem recebido menor atenção que à Amazônia ou à Mata Atlântica em termos de medidas de conservação, com apenas 2,2% de sua área legalmente protegida. Isso é, especialmente relevante se considerarmos que esse bioma possui um alto nível de endemismo e cerca de 20% das espécies de animais, endêmicas e ameaçadas estão fora de parques ou áreas de reservas (Machado et al. 2004).

A conversão de áreas de Cerrado, florestas ripárias e matas secas em pastagens e terras agrícolas é a principal alteração antropogênica nesse bioma. Carvalho et al. (2009), mostraram em uma área central do Cerrado, que essas alterações estão ligadas à topografia, estando a maior parte dos remanescentes em áreas com maior inclinação do terreno. Enquanto, as áreas planas nas planícies próximas aos rios são intensamente modificadas. Além disso, esse trabalho mostrou diferenças marcantes no grau de fragmentação entre áreas de pastagem e agrícolas, tendo essas últimas o pior cenário em termos da manutenção da biodiversidade.

O viés da alteração para áreas planas pode ser pior para comunidades aquáticas do Cerrado. A perturbação de origem antrópica afeta as comunidades aquáticas principalmente através das alterações das condições no entorno (e.g. alterando a entrada de luz, afetando a presença e largura da faixa de vegetação ciliar), gerando efeitos diretos nos corpos d'água (e.g. alterando a entrada de nutrientes, a deposição de folhicho). A retirada da vegetação ripária e a entrada de poluentes estão entre as principais ameaças ao funcionamento e estrutura dos corpos d'água (Couceiro et al. 2007). Riachos menores são os mais afetados pela floresta ripária (Fisher & Likens 1973; Vannote et al. 1980), dependendo do material alóctone e gerando uma cadeia alimentar heterotrófica (Cummins & Klug 1979), enquanto riachos maiores sofrem menor influência da vegetação ripária (Conner & Naiman 1984) e a produção primária aumenta em função do aumento direto da irradiação solar (Vannote et al. 1980).

Insetos aquáticos apresentam uma grande variedade de formas de vida e grupos funcionais (Cummins & Klug 1979), com diferentes níveis de resposta à estrutura física dos sistemas e a alteração desses atributos. Sua posição trófica e sensibilidade à degradação ambiental permitem aos Odonata uma função de indicadores de qualidade de ecossistemas. Por essa razão, seu estudo contribui para a compreensão de mecanismos organizadores dos

sistemas aquáticos continentais (Clark & Samways 1996; Samways et al. 1996; Watson et al. 1982). Diante do cenário atual, o estudo de indicadores e de alterações desses sistemas é essencial para estabelecer estratégias de manejo de habitats aquáticos e suas bacias hidrográficas (Oertli 2008).

É evidente que a compreensão dos efeitos antrópicos passa, antes por um conhecimento bem estabelecido sobre quais fatores são determinantes na estrutura ecológica das comunidades em ambientes não alterados. Do ponto de vista da teoria geral da ecologia, ainda há muita controvérsia a esse respeito, no entanto, alguns estudos em riachos mostram que a composição do substrato (Reice 1980), a temperatura (Ward & Stanford 1982), o fluxo do riacho (Dudgeon 1993), o distúrbio (Death & Winterbourn 1995) e as interações bióticas (Kohler 1992), devem ser considerados os principais fatores controlando a estrutura e distribuição dos macroinvertebrados aquáticos. Esses fatores podem ser alterados com a retirada da mata ripária, mas os efeitos sobre a quantidade total de energia que entra no riacho devem ser considerados os mais importantes (Vannote et al. 1980).

Perturbações antrópicas geram variações nas abundâncias e composição de espécies de uma comunidade. No entanto, flutuações naturais das populações causadas pela sazonalidade são importantes para a compreensão dos processos reguladores da biodiversidade. Infelizmente, poucos estudos recentes têm tratado deste problema e muito do que sabemos decorre dos estudos pioneiros de Wolda (1980), que determinou, contra a expectativa da época, que os insetos tropicais apresentam determinado nível de sazonalidade, mesmo em sistemas climaticamente estáveis.

Estudos de diversidade beta podem ser cruciais para o entendimento dos fatores ambientais responsáveis por alterações na composição das comunidades de ambientes terrestres e aquáticos (Bornette et al. 1998). A diversidade beta é entendida como a substituição ou mudança na composição das espécies entre locais, e uma medida de diferença na composição das espécies entre duas ou mais comunidades locais (Koleff 2003). Essas mudanças podem ser relacionadas a fatores históricos como, distribuição geográfica, presença de barreiras geográficas e fatores ecológicos, como a dispersão, a heterogeneidade do habitat ou da paisagem e isolamento (Gering & Crist 2002). Além disso, o estudo da diversidade beta

é cada vez mais necessário por ser considerado um importante componente para a priorização de oportunidades de conservação de áreas (La Ferla et al. 2002).

Os Odonata adultos podem ser bons indicadores de mudança na integridade biológica em riachos, porque a sua fase adulta é afetada pelas condições na vegetação ciliar (Silva et al. 2010) e sua fase larval pelas condições da água (Hornung & Rice 2003; Clark & Samways 1996). Além disso, esse grupo possui algumas características que o torna bom modelo para avaliação de alteração nesses sistemas (Oertli 2008). Em geral, são geograficamente bem distribuídos e apresentam uma estrutura taxonômica bem estabelecida. Outra vantagem é que várias espécies desse grupo são estenotópicas, e requerem condições de hábitat especializado. Assim, certo conjunto reflete efeitos das variáveis ambientais, como a presença de vegetação (emersa, submersa e flutuante); velocidade da corrente, hidroperíodo, temperatura ambiente, concentração de oxigênio e outras características da água (como exemplo, pH, condutividade, concentrações de poluentes) (Corbet 1999).

Nesta tese eu trato de como a sazonalidade e o impacto ambiental afetam a composição e estrutura de comunidades de Odonata. A tese está organizada em capítulos que representam artigos submetidos ou em fase de envio para revistas científicas internacionais. Em cada capítulo, objetivos mais precisos, relacionados ao teste de hipóteses específicas, são apresentados.

No primeiro capítulo, foi testada a hipótese de que a modelagem de distribuição potencial de espécies pode ser útil como uma ferramenta para prever alteração ambiental. Esse artigo está sendo preparado para submissão à revista *Ecological Indicators*.

No segundo capítulo, foi avaliado se as mudanças na paisagem decorrentes do processo de antropização gerado principalmente por aumento de pastagens, afeta a distribuição e o padrão de diversidade beta de Odonata. Este capítulo foi submetido para a revista *Oecologia*.

Por fim, no terceiro capítulo, foi testada a hipótese de que a sazonalidade causa efeito na distribuição e no padrão de riqueza em Odonata no Cerrado. Este capítulo foi submetido para a revista *Acta Oecologica*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bornette G, Amoros C, Piegay H, Tachet J, Hein T (1998) Ecological complexity of wetlands within a river landscape. *Biological Conservation* 85:35-45
- Carvalho FMV, de Marco P, Ferreira LG (2009) The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142:1392-1403
- Clark TE, Samways MJ (1996) Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa. *J. Appl. Ecol.* 33:1001-1012
- Conner ME, Naiman RJ (1984) Particulate allochthonous inputs: Relationship with stream size in an undisturbed watershed. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41:1473-1484
- Corbet PS (1999) Dragonflies: behavior and ecology of Odonata. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, NY
- Couceiro SRM, Hamada N, Luz SLB, Forsberg BR, Pimentel TP (2007) Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* 575:271-284
- Cummins KW, Klug MJ (1979) Feeding ecology of stream invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 10:147-172
- Death RG, Winterbourn MJ (1995) Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: the influence of habitat stability. *Ecology* 76:1446-1460
- Dudgeon D (1993) The effects of spate-induced disturbance, predation and environmental complexity on macroinvertebrates in a tropical stream. *Freshw. Biol.* 30:189-197
- Fisher SG, Likens GE (1973) Energy flow in Bear Brook New Hampshire: An Integrative Approach to Stream Ecosystem Metabolism. *Ecol. Monogr.* 43:421-439
- Gering JC, Crist TO (2002) The alpha-beta-regional relationship: providing new insights into local-regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. *Ecol Letters* 5:433-444

- Hornung JP, Rice CL (2003) Odonata and wetland quality in southern Alberta, Canada: A preliminary study. *Odonatologica* 32:119-129
- Klink CA, Machado RB (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv Biol* 19:707-713
- Kohler SL (1992) Competition and structure of a Benthic Stream Community. *Ecol. Monogr.* 62:165-188
- Koleff P, Gaston KJ, Lennon JJ (2003) Measuring beta diversity for presence-absence data. *J. Anim. Ecol.* 72:382
- La Ferla B, Taplin J, Ockwell D, Lovett JC (2002) Continental scale patterns of biodiversity: can higher taxa accurately predict African plant distributions? *Bot J Linn Soc* 225-235
- Machado RB, Ramos Neto MB, Pereira P, Caldas E, Gonçalves D, Santos N, Tabor K, Steininger M (2004) Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Conservation International, Brasilia*
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858
- Oertli B (2008) The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In: Cordoba-Aguilar A (ed) *Model organisms for ecological and evolutionary research* Oxford University Press, Oxford, pp 79-95
- Reice SR (1980) The Role of Substratum in Benthic Macroinvertebrate Microdistribution and Litter Decomposition in a Woodland Stream. *Ecology* 61:580-590
- Samways MJ, Caldwell PM, Osborn R (1996) Spatial patterns of dragonflies (Odonata) as indicators for design of a conservation pond. *Odonatologica* 25:157-166
- Silva DP, de Marco P, Resende DC (2010) Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case study. *Ecol. Indic.* 10:744-752

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:130-137

Ward JV, Stanford JA (1982) Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. *Annu. Rev. Ent.* 27:97-117

Watson JAL, Arthington AH, Conrick DL (1982) Effect of sewage effluent on dragonflies (Odonata) of Bulimba creek, Brisbane. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 23:517-528

Wolda H (1980) Seasonality of tropical insects. I. Leafhoppers (Homoptera) in Las Cumbres, Panama. *J. Anim. Ecol.* 49:277-290

CAPITULO 1

Modelagem de distribuição potencial de Odonata como estratégia para prever impacto ambiental

Modelagem de distribuição potencial de Odonata como estratégia para prever impacto ambiental

RESUMO

Insetos respondem a mudanças nas condições físicas do hábitat, por serem sensíveis às variações em microclima produzidos pela vegetação, o que os torna potenciais indicadores de alterações. No entanto, é difícil estabelecer se a perda ou o aumento de determinadas espécies são causados pelas perturbações devido à falta de informações prévias. Apresentamos a modelagem de distribuição potencial de espécies como estratégia para avaliar impacto ambiental. Para isso, avaliamos: i) um indicador de qualidade ambiental expresso pela proporção de espécies preditas pelo modelo nas áreas com diferentes níveis de alteração ambiental; ii) quais das famílias desse sistema podem ser melhores indicadoras dessas alterações iii). Por fim, utilizamos a análise desses modelos em uma área intensivamente estudada para avaliar a eficiência desses modelos, identificar suas falhas e avaliar uma alternativa que busca incluir limitações de dispersão das espécies no processo de modelagem. O estudo foi desenvolvido em 32 pontos da Bacia do Rio Pindaíba, Mato Grosso, com coletas no período de seca e chuva de 2005 a 2009. A amostragem de Odonata foi feita pelo método de varredura com áreas fixas. Para criar o modelo foram utilizados registros de ocorrência de Odonata para a América do Sul e principalmente Brasil, excluídos os dados das localidades estudadas. As variáveis ambientais foram: temperatura média anual, sazonalidade da temperatura, temperatura no trimestre mais seco, precipitação anual, sazonalidade da precipitação e precipitação no trimestre mais quente e duas topográficas: altitude e inclinação, extraídas da base de dados do WORLDCLIM. O procedimento de modelagem Maxent foi utilizado para estimar a distribuição potencial das espécies de Odonata, com avaliação da eficiência do modelo pelo AUC. Foram coletadas 71 espécies, 19 ocorreram apenas em locais alterados e 27 nos preservados. Uma alta taxa de erros de sobreprevisão foi observada, o que foi explicado por restrições de hábito, horário de atividades das espécies e esforço amostral. Com o aumento do esforço amostral, novas famílias e espécies foram adicionadas a lista de ocorrência. O nível de impacto afetou somente a família Coenagrionidae. No entanto, o uso de modelos pode ser uma estratégia para análises de biodiversidade em sistemas com poucas informações históricas de distribuição biogeográfica e a carência de informações diminui a eficiência dos mesmos e aumenta as taxas de omissão. Dessa forma, o uso de modelagem de distribuição potencial é importante, mas um esforço para aumentar os inventários de biodiversidade no Cerrado deve ser feito.

Palavras chave: Indicadores de qualidade ambiental, Modelagem, Odonata, Maxent, Mato Grosso.

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado Brasileiro tem sido devastado para áreas de pastagens e lavouras (Klink *et al.*, 2005) e mais de 55% da sua área foi transformada (Machado *et al.*, 2004). Atualmente, o Cerrado apresenta taxas de desmatamento três vezes superiores à da Amazônia brasileira e, caso o atual modelo de desenvolvimento seja mantido, a savana pode desaparecer até 2030 (Machado *et al.*, 2004).

Perturbações de origem antrópica afetam comunidades aquáticas por alterações de condições no entorno (e.g. alterando a entrada de luz, afetando a presença e largura da faixa de vegetação ciliar) e diretamente nos corpos d'água (e.g. alterando a entrada de nutrientes, a deposição de folhiço). Esse efeito, também, decorre do fato de espécies que compõem essas comunidades estejam adaptadas a certas condições do ambiente (Resh *et al.*, 1988) o que faz com que a perturbação reduza a riqueza de grupos com espécies menos tolerantes e aumente a de grupos mais generalistas. Os insetos respondem, comportalmente, às condições físicas do hábitat (Remsburg *et al.*, 2008), por serem particularmente, sensíveis a variação em microclima produzido pela vegetação (Samways, 1991). Modificações na distribuição e abundância de espécies podem alterar processos ecológicos nos ecossistemas (Covich *et al.*, 1999).

A estrutura física do ambiente e o tipo de hábitat desempenham papel importante na determinação do número e tipos de organismos que podem sobreviver em um rio (Hughes *et al.*, 2000). Insetos aquáticos apresentam grande variedade de formas de vida e grupos funcionais com diferentes níveis de resposta à estrutura física dos sistemas e a alteração desses atributos. Como exemplo, espécies da ordem Odonata podem ser indicadoras de alterações nesses sistemas porque sua fase adulta é afetada pelas condições na vegetação ciliar (Ferreira-Peruquetti *et al.*, 2002) e sua fase larval pelas condições da água (Clark *et al.*, 1996; Hornung *et al.*, 2003).

A resposta de espécies às alterações ambientais é resultado de sua história evolutiva. Espécies do mesmo gênero ou da mesma família devem compartilhar características semelhantes de resposta ao ambiente, o que as tornam mais ou menos tolerantes às alterações ambientais. Libélulas do gênero *Heteragrion* (Megapodagrionidae) foram mais dependentes de vegetação ciliar em áreas de Mata Atlântica, possivelmente pela sua especialidade de uso

de locais de oviposição, comparadas com algumas espécies de *Hetaerina* (Calopterygidae) que chegam a aumentar de abundância em áreas alteradas (Ferreira-Peruquetti *et al.*, 2002)

Apesar de mais de 250 anos de compilação de dados taxonômicos e de distribuição, não existe um inventário completo dos organismos habitando um único local no mundo, ou um registro da distribuição de uma única espécie, exceto de algumas ameaçadas de extinção e com, apenas, uma ou algumas populações (Hortal *et al.*, 2008). Essa falta de informação ocasionada pela ausência de inventários de fauna limita o conhecimento da distribuição e abundância de espécies (De Marco *et al.*, 2005). Em consequência, em locais com alterações ambientais por atividades humanas é difícil estabelecer se o aumento ou a diminuição da frequência de determinadas espécies são causadas por essas perturbações ou se originam na história natural desses insetos. A habilidade de detectar grandes mudanças na composição de fauna local e regional fica comprometida pela falta de dados históricos.

Os modelos de distribuição relacionam a localização de espécies a conjuntos de variáveis ambientais, definindo seu hábitat potencial ou sua área de ocorrência potencial e representam uma alternativa para a dificuldade de obtenção de dados pontuais sobre a ocorrência das espécies (Guisan *et al.*, 2000; Hortal *et al.*, 2005). Além disso, os modelos de distribuição são amplamente utilizados para se entender os requisitos ecológicos da espécie e entender os aspectos da biogeografia, prever a existência de populações e espécies desconhecidas, identificar locais para reintroduções, planejamento de seleção de áreas para conservação e previsão de efeitos das mudanças ambientais (Peterson, 2006). Esses modelos podem estabelecer as condições ambientais que compõem o nicho fundamental das espécies e por isto, podem ser utilizados para indicar as áreas onde se espera a ocorrência de determinada espécie. Sendo assim, essas técnicas podem suprir informações sobre a ocorrência de determinadas espécies, determinar a magnitude dos efeitos das alterações do ambiente e avaliar a perda de espécies em áreas com ausência de inventários anteriores de fauna.

A modelagem de distribuição potencial de espécies é uma estratégia para produzir esse tipo de controle. Para isso, nós avaliamos um indicador de qualidade ambiental, expresso pela proporção de espécies previstas pelo modelo, presentes nas áreas com diferentes níveis de alteração ambiental.

O indicador de qualidade ambiental proposto foi executado em área com controles reais disponíveis, avaliando se o índice de qualidade pode diferenciar áreas alteradas daquelas conservadas. Dentro desse arcabouço teórico, nós avaliamos famílias que ocorrem nesse

sistema e podem ser melhores indicadoras dessas alterações. Essa pergunta se justifica porque espécies dessas famílias compartilham diferentes níveis de especialização em relação aos ambientes lóticos, diferentes níveis de detectabilidade e facilidade de identificação. Por fim, esses modelos foram utilizados em uma área intensivamente estudada para avaliar a eficiência dos mesmos, identificar suas falhas e avaliar uma alternativa para incluir limitações de dispersão das espécies no processo de modelagem.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em 32 pontos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba (coordenadas 15°22'28" Sul e 51°42'09" Oeste), nos municípios de Nova Xavantina e Barra do Garças, Mato Grosso. Dezenove pontos correspondem a áreas preservadas: córregos da Mata (1ª a 4ª ordens) Cachoeirinha (1ª a 4ª ordens), Papagaio (1ª a 4ª ordens), Taquaral (1ª a 4ª ordens), Rios Pindaíba (5ª a 6ª ordens) e Corrente (5ª ordem) e treze áreas alteradas: córregos Caveira (1ª a 4ª ordens) Marimbondó (1ª a 3ª ordens), Pindaibinha (1ª a 3ª ordens) e Buritizinho (1ª a 3ª ordens) (Figura 1).

As áreas consideradas preservadas têm mata ciliar nativa de, no mínimo, 10 metros de largura nas duas margens. As áreas alteradas se diferenciam pela largura (um a dois metros no máximo) ou ausência da mata ciliar em uma ou nas duas margens. Outra característica é o pisoteio constante de gado e no período de seca o fluxo de água fica lento, interrompendo-se em alguns trechos.

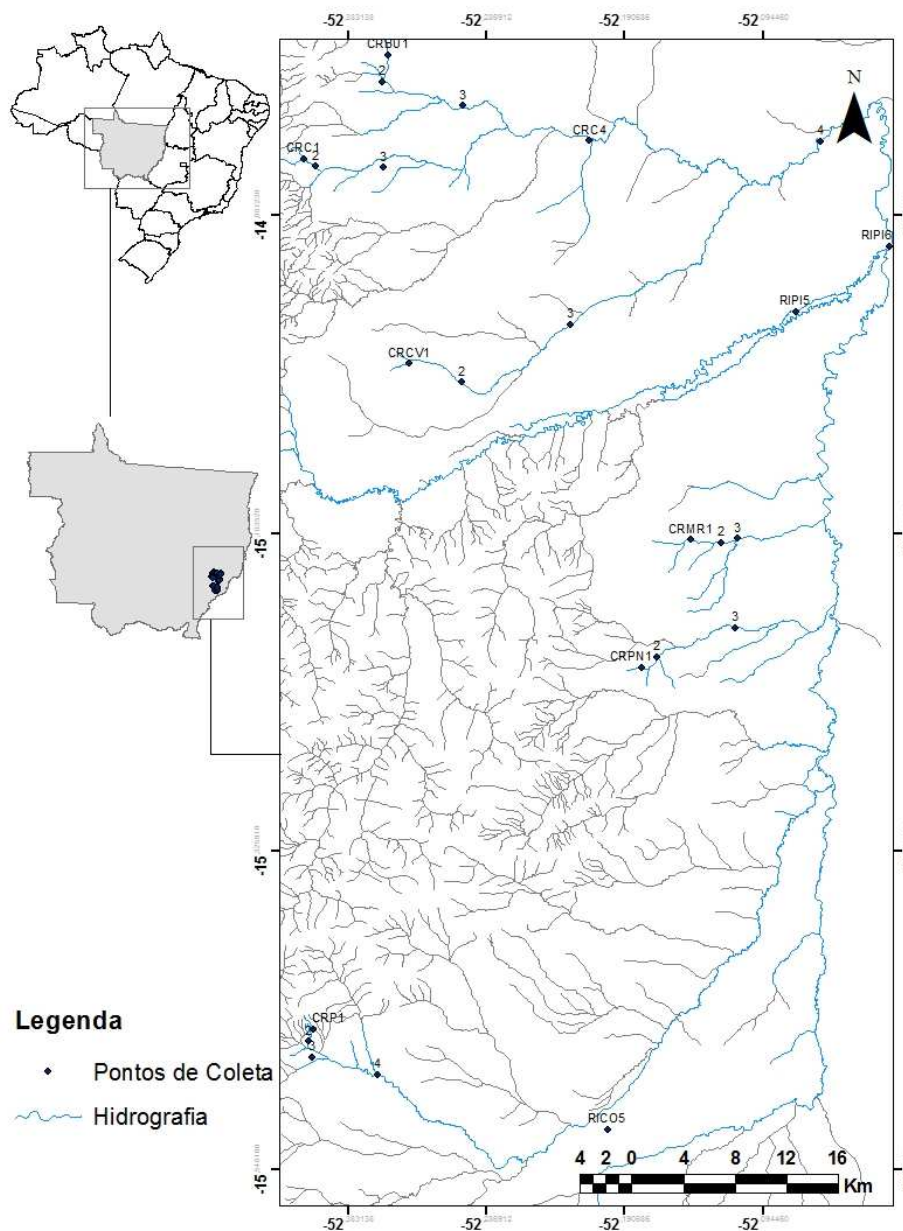


Figura 1. Locais de estudo na bacia do Rio Pindaíba, Mato Grosso, Brasil, Córregos: Cachoeirinha (CRC), da Mata (CRM), Papagaio (CRP) e Taquaral (CRT), Buritizinho (CRBU), Caveira (CRV), Marimbondo (CRMR), Pindaibinha (CRPN), Rio Pindaíba (RIPI) Rio Corrente (RICO). Os números indicam a ordem dos córregos.

2.2. Coleta de dados no campo

Duas coletas foram realizadas por ponto, uma no período de chuva (janeiro/fevereiro) e outra no de seca (julho/agosto) em 2007 e 2008. As áreas preservadas

tiveram réplicas em 2005, 2007 e 2008. A coleta de Odonata foi feita com rede entomológica para coleta de material testemunho e identificação das espécies.

A amostragem foi feita por varredura com áreas fixas (De Marco *et al.*, 1998). Os Odonata foram coletados em 100 metros do corpo d'água, divididos em 20 segmentos de cinco metros. Os espécimes foram acondicionados em envelopes entomológicos no campo, mergulhados em acetona P.A. por 24h, secos ao ar livre e postos em envelopes plásticos sobre papel cartão. As coletas foram feitas em uma temperatura de no mínimo 19°C e céu claro, preferencialmente entre 10 e 14 horas, período de maior atividade desses insetos (De Marco *et al.*, 2002).

Os indivíduos de Odonata foram identificados com chaves ao nível genérico e descrições de espécies (Borror, 1945; Leonard, 1977; Garrison, 1990; Costa, 1991; Belle, 1996; Carvalho *et al.*, 2000; Lencioni, 2005; Heckman, 2006; Garrison *et al.*, 2006; Lencioni, 2006; Heckman, 2008) e comparação com espécimes da coleção dos laboratórios de Entomologia do Campus Universitário de Nova Xavantina (UNEMAT-MT) e Ecologia Teórica e Síntese (LETS/UFG) e, quando necessário, enviados aos especialistas de cada grupo. O material coletado foi depositado na Coleção Zoobotânica James A. Ratter, Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina.

2.3. Dados de ocorrência

Para criar o modelo, foram utilizados dados de ocorrência de Odonata da América do Sul, principalmente do Brasil, obtidos do Banco de Dados do Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese da Universidade Federal de Goiás (antigo Laboratório de Ecologia Quantitativa da Universidade Federal de Viçosa) descrito por De Marco *et al.* (2005). Este banco de dados é composto por uma extensiva revisão de literatura, dados de outros grupos de pesquisadores no Brasil (Ângelo Machado e Frederico Lencioni) e informações diretas de museus (Museu Paraense Emilio Goeldi, Instituto de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal da Bahia e Universidade do Estado de Mato Grosso).

Para evitar um argumento circular, foram excluídos os dados da localidade estudada (região de Nova Xavantina e Barra do Garças), obtidos de estudos prévios.

2.4. Dados ambientais

Para a construção dos modelos de distribuição foram utilizadas seis variáveis ambientais: temperatura média anual, sazonalidade da temperatura, temperatura no trimestre mais seco, precipitação anual, sazonalidade da precipitação e precipitação no trimestre mais quente (extraídas da base de dados do WORLDCLIM, disponível em <http://www.worldclim.org/>) e duas variáveis topográficas: altitude e inclinação, obtidas do modelo de elevação digital global Hydro-1k. Os dados ambientais foram utilizados em uma resolução de 0.0416 graus o que equivale a aproximadamente 5 km.

3. Métodos de modelagem

3.1. Maxent

A distribuição potencial das espécies de Odonata foi estimada com o procedimento de modelagem Maxent, o qual é utilizado para caracterizar adequabilidade de distribuição a partir de informações escassas (Phillips *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006; Pearson *et al.*, 2007; Wisz *et al.*, 2008). Esse método estima a distribuição de adequabilidade com máxima entropia (mais próxima à distribuição uniforme) partindo do princípio de que a distribuição potencial deve estar de acordo com as informações conhecidas, mas levando em conta a restrição gerada pelos dados de ocorrência. Vantagens desse método incluem a necessidade de apenas dados de presença e informações ambientais para toda área de estudo; a variável gerada é contínua entre 0 a 100, indicando adequabilidade relativa; tem definição matemática concisa e é, facilmente, interpretável dentro dos conceitos clássicos de análise de probabilidades (Phillips *et al.*, 2006).

3.3. Avaliação dos modelos e escolha de limiar de corte

A eficácia do nosso modelo de distribuição das espécies foi avaliada com a curva ROC (Fielding *et al.*, 1997; Elith *et al.*, 2002). Essa curva mede a habilidade de um modelo para discriminar locais com as espécies presentes, versus aqueles onde elas estão ausentes. A

principal vantagem de análise de ROC é que a área abaixo a curva (AUC) fornece uma medida única de desempenho do modelo, independente, do limite escolhido. O valor de AUC varia de 0 a 1, onde o valor 1 indica ajuste perfeito do modelo, enquanto, 0,5 significa que a eficácia preditiva não é melhor que a seleção ao acaso (Phillips *et al.*, 2006). Os valores de AUC consideram simultaneamente erros de omissão e sobreprevisão de modelos.

A curva ROC é obtida plotando-se em um gráfico os valores de sensibilidade (proporção de presenças verdadeiras do total de presenças preditas) no eixo Y, versus seus valores equivalentes (1- especificidade) (proporção de ausências verdadeiras em relação às ausências preditas) para todos os limiares disponíveis no eixo X (Fielding *et al.*, 1997).

O limiar escolhido foi baseado na curva ROC que maximiza a soma entre sensibilidade e especificidade. A escolha do melhor limiar pode depender da relação entre erros de omissão e sobreprevisão (Fielding *et al.*, 1997; Jimenez-Valverde *et al.*, 2007). Para a validação do modelo, foram utilizados dados coletados na região de Nova Xavantina e Barra do Garças.

3.4. Análise dos dados

O índice de impacto por local foi obtido com os modelos gerados pelo Maxent através de uma matriz de confusão, a qual descreve a frequência de predições corretas e incorretas de presenças e ausências conhecidas (Fielding *et al.*, 1997), para se obter a proporção de espécies, preditas pelo modelo presentes nas áreas de estudo. Em seguida, fizemos a soma dos locais alterados e preservados obtendo o índice de qualidade total por ambiente (IQ).

Para verificar se o ambiente afetou as famílias, foi feito o Teste t de Student com os valores de IQ totais por família e tipo de ambiente, considerando somente os riachos menores que quarta ordem.

4. RESULTADOS

4.1. Dados de coleta

Nos ambientes alterados, com duas amostras por ponto, foram coletados 211 indivíduos de cinco famílias: Calopterygidae (5) Coenagrionidae (13), Protoneuridae (6) Cordullulidae (1) e Libellulidae (19) e 44 espécies (Tabela 1).

Nos ambientes preservados, com duas amostras por ponto, foram coletados 347 indivíduos de oito famílias: Calopterygidae (5) Coenagrionidae (16), Dicteriadidae (1), Libellulidae (20), Megapodagrionidae (1), Perilestidae (1), Polythoridae (1) e Protoneuridae (8) e de 53 espécies (Tabela 1).

Seis amostras por ponto nos ambientes preservados permitiu a coleta de 1185 indivíduos de 10 famílias, Aeshnidae (1) Calopterygidae (8) Coenagrionidae (18), Dicteriadidae (1), Gomphidae (1) Libellulidae (30), Megapodagrionidae (1), Perilestidae (1), Polythoridae (1) e Protoneuridae (9) e de 71 espécies (Tabela 1).

O aumento de esforço amostral nos ambientes preservados permitiu a coleta de indivíduos de mais duas famílias e 18 espécies adicionais (Tabela 1, *preservado).

Tabela 1- Distribuição das espécies de Odonata coletados em locais alterados e preservados, com duas amostras por ambientes e apenas ambientes * preservados com seis amostras

Espécies	Alterado	Preservado	*Preservado
Anisoptera			
Aeshnidae			
<i>Gynacantha gracilis</i> (Burmeister, 1839)	0	0	2
Corduliidae			
<i>Aeschnosoma forcipula</i> Hagen in Selys, 1871	1	0	0
Gomphidae			
<i>Melanocacus mungo</i> (Needham, 1940)	0	0	1
Libellulidae			
<i>Brachymesia herbida</i> (Gundlach, 1889)	0	0	1
<i>Brechmorhoga mendax</i> Hagen, 1861	1	0	0
<i>Diastatops nigra</i> Montgomery, 1940	0	2	2
<i>Diastatops obscura</i> Fabricius, 1975	3	0	2
<i>Diastatops pullata</i> (Burmeister, 1839)	0	1	1
<i>Dythemis multipunctata</i> Kirby, 1894	0	1	7
<i>Elasmotheremis cannaerioides</i> (Calvert, 1906)	2	3	13
<i>Elga leptostyla</i> Ris, 1909	0	3	5
<i>Erythemis vesiculosa</i> (Fabricius, 1775)	1	1	1
<i>Erythrodiplax basalis</i> (Kirby, 1897)	4	1	2
<i>Erythrodiplax fusca</i> (Rambur, 1842)	1	5	8
<i>Erythrodiplax latimaculata</i> Ris, 1911	0	1	1
<i>Erythrodiplax maculosa</i> (Hagen, 1861)	6	0	0
<i>Erythrodiplax paraguayensis</i> (Forster, 1905)	1	0	0
<i>Erythrodiplax umbrata</i> (Linnaeus, 1758)	4	2	4
<i>Erythrodiplax unimaculata</i> (De Geer, 1773)	0	0	1
<i>Micrathyria ocelata</i> Calvert, 190	0	0	1
<i>Micrathyria stawiarskii</i> Santos, 1953	0	1	1
<i>Macrothemis absimilis</i> Costa, 1991	0	0	1
<i>Macrothemis inequiunguis</i> Calvert, 1895	0	0	1
<i>Oligoclada abbreviata</i> (Rambur, 1842)	0	0	1
<i>Oligoclada pachystigma</i> Karsch, 1890	0	1	1
<i>Oligoclada raneyi</i> (Ris, 1919)	1	2	2

Tabela 1 (continuação) Distribuição das espécies de Odonata coletados em locais alterados e preservados, com duas amostras por ambientes e apenas ambientes * preservados com seis amostras

Espécies	Alterado	Preservado	*Preservado
<i>Oligoclada walkeri</i> Geijskes, 1931	0	2	2
<i>Oligoclada xanthopleura</i> Borror, 1931	7	0	0
<i>Orthemis ambinigra</i> Calvert, 1909	1	1	1
<i>Orthemis ambirufa</i> Calvert, 1909	2	0	1
<i>Orthemis attenuata</i> (Erichson, 1848)	1	1	1
<i>Orthemis discolor</i> (Burmeister, 1839)	1	0	0
<i>Perithemis electra</i> Ris, 1930	1	0	0
<i>Perithemis laís</i> (Perty, 1834)	5	13	25
<i>Perithemis thais</i> Kirby, 1889	0	2	3
<i>Uracis imbuta</i> (Burmeister, 1839)	0	2	2
<i>Uracis siemensis</i> Kirby, 1897	0	2	3
<i>Uracis ovopositrix</i> Calvert, 1909	0	0	1
<i>Zenithoptera fasciata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1
<i>Zenithoptera lanei</i> Santos, 1941	1	0	0
<i>Zenithoptera viola</i> Ris, 1910	2	0	0
Zygoptera			
Calopterygidae			
<i>Hetaerina amazonica</i> Sjostedt, 1918	0	0	1
<i>Hetaerina auripennis</i> (Burmeister, 1839)	3	11	16
<i>Hetaerina curvicauda</i> Garrison, 1990	11	0	4
<i>Hetaerina laesa</i> Hagen in Selys, 1853	2	1	2
<i>Hetaerina moribunda</i> Hagen in Selys, 1853	5	0	1
<i>Hetaerina rosea</i> Selys, 1853	12	41	178
<i>Mnesarete cupraea</i> (Selys, 1853)	0	2	2
<i>Mnesarete guttifera</i> (Selys, 1873)	0	3	38
Coenagrionidae			
<i>Acanthagrion apicale</i> Selys, 1876	7	13	26
<i>Acanthagrion ascendens</i> Calvert, 1909	5	16	30
<i>Acanthagrion chacoense</i> Calvert, 1909	0	4	4
<i>Acanthagrion gracile</i> (Rambur, 1842)	1	6	20
<i>Acanthagrion minutum</i> Leonard, 1977	3	0	0
<i>Acanthagrion temporale</i> Selys, 1876	0	2	2

Tabela 1 (continuação) Distribuição das espécies de Odonata coletados em locais alterados e preservados, com duas amostras por ambientes e apenas ambientes * preservados com seis amostras

Espécies	Alterado	Preservado	*Preservado
<i>Aeolagrion flammeum</i> (Selys, 1876)	3	1	3
<i>Argia elíptica</i> Selys, 1865	0	1	1
<i>Argia lilacina</i> Selys, 1865	5	2	2
<i>Argia mollis</i> Hagen in Selys, 1865	0	5	11
<i>Argia reclusa</i> Selys, 1865	15	66	174
<i>Argia oculata</i> Hagen in Selys, 1865	0	0	4
<i>Argia smithiana</i> Calvert, 1909	0	3	3
<i>Argia tinctipennis</i> Selys, 1865	30	63	300
<i>Metaleptobasis selysi</i> Santos, 1956	4	1	3
<i>Oxyagrion chapadense</i> Costa, 1978	0	2	14
<i>Phoenicagrion</i> sp. nov.	4	1	1
<i>Telebasis coccinea</i> (Selys, 1876)	2	0	0
<i>Telebasis griffinii</i> (Martin, 1896)	1	0	0
<i>Telebasis racenisi</i> Bick & Bick, 1995	0	0	1
<i>Tigriagrion aurantinigrum</i> Calvert, 1909	6	5	18
Dictyriidae			
<i>Heliocharis amazona</i> Selys, 1853	0	8	29
Megapodagrionidae			
<i>Heteragrion icterops</i> Selys, 1862	0	3	5
Perilestidae			
<i>Perilestes solutus</i> Williamson & Williamson, 1924	0	1	3
Polythoridae			
<i>Chalcopteryx rutilans</i> Rambur, 1842	0	6	32
Protoneuridae			
<i>Epipleoneura metallica</i> Rácenis, 1955	1	3	33
<i>Epipleoneura venezuelensis</i> Rácenis, 1955	8	7	41
<i>Epipleoneura westfalli</i> Machado, 1986	20	5	20
<i>Epipleoneura williamsoni</i> Santos, 1957	3	2	3
<i>Neoneura denticulata</i> Williamson, 1917	0	1	3
<i>Neoneura gaida</i> Rácenis, 1953	2	0	1
<i>Neoneura sylvatica</i> Hagen in Selys, 1886	12	9	38
<i>Peristicta aeneoviridis</i> Calvert, 1909	0	1	3
<i>Protoneura tenuis</i> Selys, 1860	0	5	16

4.2. Dados do modelo

Nas Figuras 2 A e 2 B é mostrado um exemplo de mapa de distribuição potencial para as espécies *Argia tinctipennis* (Fig. A) e *Protoneura tenuis* (Fig. 2, B), utilizando o algoritmo Maxent. O modelo predisse corretamente a ocorrência de *Argia tinctipennis* (Fig. A), mas falhou ao omitir área adequada para ocorrência de *Protoneura tenuis* observada na área de estudo.

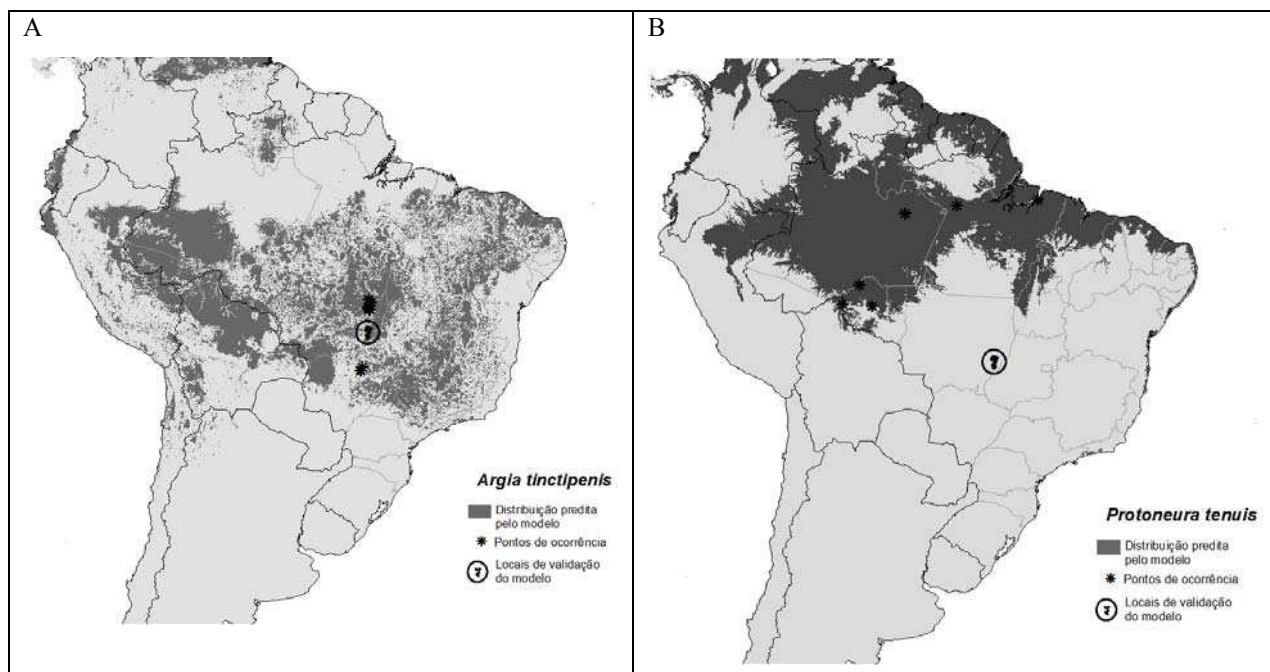


Fig.2. Modelos de distribuição potencial obtidos com Maxent, para *Argia tinctipennis* Selys, 1865 (A) e pelo *Protoneura tenuis* Selys, 1980 (C). Os pontos em bola cheia são ocorrências das espécies utilizadas na modelagem. Os círculos vazados são localidades de validação dos modelos em Nova Xavantina e Barra do Garças. Áreas com cores mais escuras representam locais com maior adequabilidade ambiental às espécies modeladas. Em cinza áreas não adequadas.

O modelo construído pela técnica Maxent predisse um total de 508 espécies de 14 famílias, Amphipterygidae (1), Aeshnidae (33), Calopterygidae (30), Coenagrionidae (120), Corduliidae (11), Dictyriidae (2), Gomphidae (51), Libellulidae (189), Lestidae, Megapodagrionidae (17), Perilestidae (1), Polythoridae (1), Protoneuridae (33) e Pseudostigmatidae (1) (Tabela 3). As seis famílias com número maior de espécies foram

Libellulidae, Coenagrionidae, Gomphidae, Aeshnidae, Protoneuridae e Calopterygidae (Tabela 2).

A taxa de erros de sobreprevisão foi alta considerando-se que o modelo predisse uma maior quantidade de famílias e de espécies para todos os locais, em relação aos dados de validação da área de estudo. Por outro lado, espécies como *Aeolagrion flammeum*, *Aeschnosoma forficula*, *Brechmorhoga mendax*, *Diastatops nigra*, *Diastatops pullata*, *Elga leptostyla*, *Gynothemis aurea*, *Hetaerina moribunda*, *Metaleptobasis selysi*, *Mnesarete cupraea*, *Neoneura gaida*, *Neoneura denticulata*, *Oligoclada raneyi*, *Oligoclada walkeri*, *Orthemis ambinigra*, *Orthemis attenuata*, *Perithemis electra*, *Protoneura tenuis* e *Telebasis griffinii* observadas na área de estudo não foram preditas pelo modelo.

Os valores de AUC, considerando todas as famílias preditas, foram de 0,86 a 0,98, para o Maxent (Tabela 2).

Tabela 2- Distribuição das famílias de Odonata de acordo com número de espécies (N), média do AUC (valores abaixo da curva ROC) e intervalo de confiança (IC) do AUC, obtidos através do método Maxent

Família	N	Média AUC	IC AUC
Libellulidae	189	0,910	0,65-1,00
Coenagrionidae	120	0,924	0,59-0,99
Gomphidae	51	0,900	0,66-0,99
Aeshnidae	33	0,923	0,59-0,99
Protoneuridae	33	0,913	0,81-0,99
Calopterygidae	30	0,928	0,62-0,99
Megapodagrionidae	17	0,931	0,80-0,99
Corduliidae	11	0,931	0,84-0,98
Lestidae	9	0,894	0,76-0,98
Pseudostigmatidae	7	0,891	0,71-0,98
Perilestidae	4	0,867	0,69-0,98
Dictyodidae	2	0,976	0,96-0,98
Polytoridae	1	0,944	
Amphipterygidae	1	0,980	

Os valores do índice de qualidade (IQ) para as quatro famílias, Coenagrionidae, Calopterygidae, Protoneuridae e Libellulidae obtidos pelo Maxent, variaram de 0,10 a 0,50 para ambientes alterados e 0,06 a 0,30 para os preservados. Os maiores valores de IQ foram para as áreas alteradas, exceto para a família Coenagrionidae (Tabela 3).

As estimativas do IQ considerando, apenas, os ambientes preservados, com esforços amostrais diferentes, mostraram os valores de IQ de 0,06 a 0,30 com duas coletas e 0,29 a

0,55 para seis. Exceto para a família Calopterygidae, os valores de IQ foram maiores para o esforço de seis coletas (Tabela 3).

Tabela 3 - Valores de índice de qualidade (IQ) total, obtidos do Maxent para quatro famílias em relação aos ambientes alterados e preservados considerando duas e seis coletas

Famílias	Duas coletas		Seis coletas
	Alterado	Preservado	Preservado
Calopterygidae	0,50	0,25	0,40
Protoneuridae	0,36	0,30	0,55
Coenagrionidae	0,14	0,16	0,33
Libellulidae	0,10	0,06	0,29

O teste para avaliar se as famílias respondem de forma diferente ao tipo de ambiente mostrou que alterações ambientais afetaram apenas a família Coenagrionidae ($t=-2,78$; gl. 22; $p= 0,01$).

5. DISCUSSÃO

5.1. Impacto ambiental e índice de qualidade

A presença de impacto afetou somente a família Coenagrionidae. De acordo com (Lencioni, 2006), essa família é amplamente distribuída, com 154 espécies de 23 gêneros, e com grande diversidade de forma e tamanho apresentando hábitos variados (Lencioni, 2006). Alguns têm habitats específicos, como *Leptagrion*, que se reproduzem somente em fitotelma. O gênero *Argia*, com maior número de espécies, dessa família é encontrado, principalmente, em ambientes lóticos e ensolarados.

Coenagrionidae foi à segunda família em número de espécies encontrada em áreas preservadas, *A. eliptica*, *A. smithiana*, *A. mollis*, *A. ocullata*, *Acanthagrion temporale*, *Oxyagrion chapadense*. As espécies *Argia tinctipennis* e *Argia reclusa* ocorreram na maioria dos locais, mas com maior abundância nos preservados. Espécies de *Argia*, que estavam dentro da mata, foram encontradas preferencialmente onde havia alguma fresta de luz, sugerindo que várias espécies de Coenagrionidae têm restrições quanto ao tipo de habitat e justifica o fato de ser esta a única família com melhor resposta ao tipo de alteração do ambiente. Couceiro et al. (2007), em um estudo avaliando o efeito do desflorestamento e do esgoto urbano sobre invertebrados aquáticos encontraram vinte e nove espécies indicadoras de lugares preservados e dezesseis de áreas impactadas.

A família Calopterygidae, preferencialmente encontrada em riachos, deveria responder ao tipo de ambiente, mas espécies dessa família, como *Hetaerina rosea* podem ter sido favorecidas pela conversão da floresta em pastagem, enquanto outras como, *Heteragrion aurantiacum* (Megapodagrionidae), pode se tornar rara ou desaparecer completamente nessas situações (Ferreira-Peruquetti et al., 2002). Adicionalmente, o tipo de fisionomia pode também ser determinante na ausência ou presença das espécies (Samways et al., 1996). A estrutura da vegetação ripária e distúrbios antropogênicos podem afetar a distribuição de adultos de odonata, pois o sombreamento reduz, diretamente, a abundância de algumas espécies ao isolar aspectos de mudança do habitat que podem alterar o comportamento do inseto (Remsburg et al., 2008). Além disso, a complexidade de ambientes pode tamponar o efeito da perturbação e os novos ambientes criados pela ação de agentes perturbadores parecem ser favoráveis a muitas espécies de Odonata (Ferreira-Peruquetti et al., 2002).

5.2. Sobreprevisão, esforço de coleta local e falta de informações biogeográficas

Espécies preditas pelo modelo, como *Mnesarete pudica* e *Mnesarete fuscibasis* e que não ocorreram nas áreas preservadas e alteradas, pode indicar uma falha do modelo, pois essas espécies são de tamanho médio a grande, possui a base das asas coloridas e, portanto, seriam facilmente detectadas.

O modelo também prediz a presença de quatro famílias não encontradas Gomphidae, Aeshnidae, Lestidae e Amphipterygidae. A metodologia empregada para a coleta pode ter influenciado esse resultado por ter sido realizada, preferencialmente, até às 15h, horário de maior atividade da maioria dos Odonata (De Marco *et al.*, 2002). No entanto, espécies dessas famílias preditas de ocorrer, como *Neuraeschna costalis* (suas larvas podem ser encontradas em poças temporárias e fitotelmata dentro de floresta) e *Gynacantha* (Aeshnidae), possuem hábitos crepusculares (Needham *et al.*, 2000) e, às vezes, são observadas voando em clareiras de florestas à noite (Garrison *et al.*, 2006). Por outro lado, a ausência de Gomphidae deve estar relacionada à dificuldade de coleta de representantes, que são exímios voadores e muito ágeis, o que dificulta sua captura, e ainda, possuem hábitos crepusculares (Corbet, 1999).

A distribuição dessas famílias pode ser explicada se o esforço amostral levar em consideração as restrições de horário e habitat de suas espécies. Da mesma forma, a presença de *Lestes forficula* e *Lestes paulistus* previstas pelo modelo, mas não encontradas na área de estudo, também deve ser atribuída a restrição de habitat, uma vez que elas são normalmente encontradas em altas densidades em ambientes ensolarados e lênticos (Lencioni, 2005). Por exemplo, *Lestes forficula* foi coletado a uns 50 quilômetros da área de estudo, em ambiente de lagoa (Batista, J.D., dados não publicados). A metodologia empregada nesse estudo foi eficiente para a análise de padrão da comunidade de Libellulidae (De Marco, 2008), mas o horário estabelecido excluiu espécies crepusculares e que voam alto (e.g. espécies de dossel) (Clark *et al.*, 1996).

O Maxent superestimou ao predizer áreas adequadas para ocorrência de várias espécies como, *Acanthagrion truncatum*, *Acanthagrion jessei*, *Argia mollis*, *Hetaerina laesa*, mas a alta taxa de sobreprevisão pode ser explicada pela baixa amostragem relacionada aos dados de validação. O modelo ao ser validado considerando apenas áreas preservadas e estudadas, extensivamente, mostrou maior índice de qualidade quando relacionado às mesmas áreas e com menor número de amostras e novas famílias e espécies foram adicionadas a lista de ocorrência. O tamanho da amostra de pontos de ocorrência da espécie, usados para

desenvolver modelos preditivos, afeta o desempenho destes na predição de ocorrência de uma espécie (Stockwell et al., 2002). Além disso, a qualidade dos dados de ocorrência de espécies, a precisão dos dados ambientais e as características ecológicas das espécies modeladas podem influenciar a acurácia dos modelos (Stockwell et al., 2002; Elith et al., 2006; Hernandez et al., 2006; Pearson et al., 2007).

O uso de modelos pode ser uma estratégia importante para análises de biodiversidade em sistemas com poucas informações históricas de distribuição biogeográfica. No entanto, a carência dessas informações diminui a eficiência desses modelos e aumenta as taxas de omissão, principalmente em áreas pouco estudadas. A distribuição de Odonata (De Marco *et al.*, 2005) sugere que inventários são mais numerosos em áreas de Mata Atlântica que no Cerrado e outros biomas, sugerindo que erros de omissão, como os desse estudo, devem ser maiores no Cerrado. Dessa forma, a modelagem de nicho é importante, mas um esforço deve ser feito para aumentar os inventários de biodiversidade no Cerrado.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Belle, J., 1996. Higher classification of the South-American Gomphidae (Odonata). Zool. Mededel. 70, 298-324.
2. Borror, D.J., 1945. A key to the New World genera of Libellulidae (Odonata). Ann. Entomol. Soc. Amer. 38, 168-194.
3. Carvalho, A.L., Calil, E.R., 2000. Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. Pap. Av. Zool. 41, 223-241.
4. Clark, T.E., Samways, M.J., 1996. Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa. J. Appl. Ecol. 33, 1001-1012.
5. Corbet, P.S., 1999. Dragonflies: behavior and ecology of Odonata. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, NY.
6. Costa, J.M., 1991. *Macrothemis absimile* spec. nov., a remarkable new species of Libellulidae from Brazil (Anisoptera). Odonatologica 20, 233-237.
7. Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Luz, S.L.B., Forsberg, B.R. and Pimentel, T.P., 2007. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. Hydrobiologia 575, 271-284.
8. Covich, A.P., Palmer, M.A. and Crowl, T.A., 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. BioScience 49, 119-127.
9. De Marco, P.Jr., 2008. Libellulidae (Insecta: Odonata) from Itapiracó reserve, Maranhão, Brazil: new records and species distribution information. Acta Amazônica 38, 819-822.
10. De Marco, P.Jr., Latini, A.O., 1998. Estrutura de guildas e riqueza em espécies em uma comunidade de larvas de Anisoptera (Odonata). In: Nessimian, J.L., Carvalho, A.L. (Eds.), Oecologia Brasiliensis PPGE-UFRJ, pp. 101-112.
11. De Marco, P.Jr., Resende, D.C., 2002. Activity patterns and thermoregulation in a tropical dragonfly assemblage. Odonatologica 31, 129-138.
12. De Marco, P.Jr., Vianna, D.M., 2005. Distribuição do esforço de coleta de Odonata no Brasil: subsídios para escolha de áreas prioritárias para levantamentos faunísticos. Lundiana 6, 13-26.
13. Elith, J., Burgman, M.A. and Regan, H.M., 2002. Mapping epistemic uncertainties and vague concepts in predictions of species distribution. Ecological Modelling 157, 313-329.
14. Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberon, J.,

- Williams, S., Wisz, M.S. and Zimmermann, N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
15. Ferreira-Peruquetti, P., De Marco, P.Jr., 2002. Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Revta bras. Zool.* 19, 317-327.
 16. Fielding, A.H., Bell, J.F., 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.* 24, 38-49.
 17. Garrison, R.W., 1990. A synopsis of the genus *Hetaerina* with descriptions of four new species (Odonata: Calopterigidae). *Transactions of American Entomological Society* 116, 175-259.
 18. Garrison, R.W., Ellenrieder, N.V. and Louton, J.A., 2006. Dragonfly Genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press, Estados Unidos.
 19. Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147-186.
 20. Heckman, C.W., 2006. *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata-Anisoptera*. Springer Science.
 21. Heckman, C.W., 2008. *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata-Zygoptera*. Springer Science.
 22. Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L. and Albert, D.L., 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29, 773-785.
 23. Hornung, J.P., Rice, C.L., 2003. Odonata and wetland quality in southern Alberta, Canada: A preliminary study. *Odonatologica* 32, 119-129.
 24. Hortal, J., Jimenez-Valverde, A., Gomez, J.F., Lobo, J.M. and Baselga, A., 2008. Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos* 117, 847-858.
 25. Hortal, J., Lobo, J.M., 2005. An ED-based protocol for optimal sampling of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 14, 2913-2947.
 26. Hughes, J.B., Daily, G.C. and Ehrlich, P.R., 2000. Conservation of insect diversity: a habitat approach. *Conserv Biol* 14, 1788-1797.
 27. Jimenez-Valverde, A., Lobo, J.M., 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 31, 361-369.
 28. Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv Biol* 19, 707-713.

29. Lencioni, F.A.A., 2005. Damselflies of Brazil, an illustrated identification guide: I - The non-Coenagrionidae families. All Print Editora, São Paulo, Brazil.
30. Lencioni, F.A.A., 2006. Damselflies of Brazil, an illustrated identification guide: II - Coenagrionidae families. All Print Editora, São Paulo, Brazil.
31. Leonard, J.W., 1977. A revisionary study of the genus *Acanthagrion* (Odonata: Zygoptera). Miscellaneous Publication of the Museum of Zoology of the University of Michigan 153, 1-173.
32. Machado, R.B., Ramos Neto, M.B., Pereira, P., Caldas, E., Gonçalves, D., Santos, N., Tabor, K. and Steininger, M., 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservation International, Brasília.
33. Needham, J.G., Westfall, M.J., Jr. and May, M.L., 2000. Dragonflies of North America. Scientific Publishers, Gainesville.
34. Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. and Peterson, A.T., 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. J. Biogeogr. 34, 102-117.
35. Peterson, A.T., 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. Biodiversity Informatics 3, 59-72.
36. Phillips, S.J., Anderson, R.P. and Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling 190, 231-259.
37. Remsburg, A.J., Olson, A.C. and Samways, M.J., 2008. Shade Alone Reduces Adult Dragonfly (Odonata: Libellulidae) Abundance. J Insect Behav 460-468.
38. Resh, V.H., Brown, A.V., Covich, A.P., Gurtz, M.E., Li, H.W., Li, H.W., Reice, S.R., Sheldon, A.L., Wallace, J.B. and Issmar, R.C., 1988. The role of disturbance in stream ecology. Journal of North American Benthological Society 7, 433-455.
39. Samways, M.J., 1991. Dragonfly death by entanglement on hooked and barbed plant surfaces (Anisoptera: Libellulidae). Odonatologica 20, 79-84.
40. Samways, M.J., Steytler, N.S., 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. Biological Conservation 78, 279-288.
41. Stockwell, D.R.B., Peterson, A.T., 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. Ecological Modelling 148, 1-13.
42. Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H. and Guisan, A., 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. Diversity and Distributions 14, 763-773.

CAPÍTULO 2

**Partição da diversidade beta de Odonata em “*turnover*” e aninhamento em uma floresta
com gradiente de cobertura**

Partição da diversidade beta em “turnover” e aninhamento em uma floresta com gradiente de cobertura

RESUMO

Nós avaliamos se a conversão de áreas florestadas para pastagem afeta a distribuição e o padrão de diversidade de Odonata. A principal predição era que a diversidade poderia diminuir e a composição de espécies se tornaria mais homogênea em áreas alteradas. Áreas alteradas sofreriam principalmente de perda de espécies, e a diversidade beta em áreas preservadas seria dominada por componentes de substituição, enquanto que as áreas alteradas por componentes de aninhamento. Nós também predizemos que, de acordo com as diferentes habilidades de termorregulação do grupo, o padrão de substituição seria mais evidente em Zygoptera de menor tamanho. Este estudo foi conduzido em 24 locais no Cerrado do Brasil Central, com duas amostragens entre 2007 e 2008. Composição e abundância de espécies foram estimadas utilizando procedimento de varredura com área fixa. A complexidade ou heterogeneidade de habitats não afetaram a riqueza de espécies de Zygoptera e Anisoptera, mas a diversidade beta diminuiu com o aumento da complexidade do habitat. A riqueza estimada de Zygoptera e Anisoptera não foi afetada pelas variáveis ambientais locais. Ao contrário de predições iniciais, o padrão de diversidade beta mais importante foi o de substituição, mesmo nas áreas com valores mais baixos do índice de integridade. No entanto, a comunidade de Anisoptera apresentou valores mais altos de substituição em áreas mais preservadas, com aumento progressivo da importância de aninhamento à medida que áreas alteradas foram incluídas. Esses padrões podem resultar de diferentes níveis de especialização destes grupos, produzindo um padrão de desequilíbrio de espécies únicas nos dois sistemas.

Palavras-chave: Comunidades de insetos de riachos, Ecologia da paisagem, Impacto ambiental, Cerrado, Habitats ripários.

INTRODUÇÃO

A diversidade de espécies, ou biodiversidade, é um conceito que inclui a hierarquia biológica completa, desde sequências de DNA até ecossistemas, ou toda a hierarquia taxonômica, de alelos a reinos (Sarkar & Margules 2002; Wilson 1988). Vários componentes são considerados na diversidade de espécies, mas tradicionalmente, três são mais reconhecidos: alfa ou diversidade local (α), beta diversidade (β), e gama ou diversidade regional (γ) (Whittaker 1972). Diversidade beta é a substituição ou mudança na composição das espécies entre locais e medida pela diferença na composição das mesmas entre duas ou mais comunidades locais (Koleff et al. 2003). Para Whittaker (1972), diversidade beta é o grau de mudança na composição de espécies ao longo de um gradiente ambiental. Por exemplo, a diversidade beta é alta se a composição de espécies de uma comunidade muda, por exemplo, em áreas de montanhas com variação altitudinal, mas é baixa se as mesmas espécies ocupam o gradiente inteiro da montanha.

Estudos de diversidade beta podem ser cruciais para o entendimento dos fatores ambientais responsáveis por padrões de diversidade em ecossistemas terrestres e aquáticos (Bornette et al. 1998). Diversidade beta é comumente usada como critério para escolha de áreas prioritárias para conservação (Mumby 2001). Ações para garantir a conservação da biodiversidade podem ser dificultadas em sistemas tropicais pela falta de informações que permitam o estabelecimento de prioridades e a concentração de esforços (Pimm et al. 2001; Diniz et al. 2010). Nessas condições, o uso da riqueza de espécies para a priorização de áreas para conservação pode ser comum (La Ferla et al. 2002), e com vantagens na relação custo/benefício para a obtenção desses dados (De Marco & Vianna 2005).

A diversidade beta pode refletir dois fenômenos diferentes: a substituição espacial das espécies e o aninhamento das comunidades (Harrison et al. 1992; Baselga 2007). Estudos recentes fornecem uma estrutura unificada para distinguir a real contribuição da substituição e do aninhamento para o padrão de diversidade beta (Baselga 2010). Um padrão aninhado da comunidade de espécies ocorre quando as biota de locais com menor número de espécies são subconjuntos daquelas de locais mais ricos (Ulrich & Gotelli 2007), refletindo em processo não-aleatório de perda de espécies, como consequência de algum fator que promova a desagregação ordenada das comunidades (Gaston & Blackburn 2000). Ao contrário, a

substituição implica na mudança de algumas espécies por outras, como consequência da ordenação ambiental ou restrições geográficas e históricas (Qian et al. 2005).

Adaptações das espécies às condições locais e, principalmente, sua capacidade de dispersão através da paisagem são os processos determinantes de variação da diversidade beta. Nesse sentido, a dispersão pode gerar a colonização de novos habitats e contribuir para a persistência de populações ao longo de mudanças ambientais antropogênicas, representando, portanto, uma característica da história de vida que determina a abundância, dinâmica e persistência da população (Hanski & Zhang 1993; Hanski 1999; Moilanen & Hanski 1995). A distância entre as comunidades afeta diretamente a diversidade beta, com locais mais distantes apresentando composição de espécies mais distinta. Sugere-se duas razões possíveis para isso: i) a dificuldade de dispersão e ii) autocorrelação espacial das características ambientais (por exemplo: locais mais próximos tendem a ser mais semelhantes ambientalmente) (Legendre 1993). Evidentemente, quanto maior for a capacidade de dispersão da espécie, menor será a influência da distância na diversidade beta (Hubbell 2001).

Além disso, as características da paisagem, medidas como complexidade e heterogeneidade também podem influenciar a diversidade beta. Em ambos os casos, aumentando a complexidade e heterogeneidade pode ser esperado o aumento da diversidade de espécies, por haver maior disponibilidade de nichos por unidade de espaço (Mac Arthur et al. 1962; Levins 1968). Nichos potenciais são distribuídos verticalmente em ambientes complexos e horizontalmente e verticalmente em habitats heterogêneos. Habitats complexos têm a vegetação com uma estratificação vertical bem desenvolvida (muitos estratos), enquanto aqueles mais simples têm menos estratos desenvolvidos (August 1983). A heterogeneidade representa a variação horizontal na fisionomia do habitat. Uma pequena mancha de floresta tropical pode ser extremamente complexa, mas muito homogênea, ao passo que uma área de cerrado pode ser menos complexa, mas altamente desigual e, portanto heterogênea.

A ordem Odonata tem duas subordens em ambientes neotropicais. A subordem Zygoptera tem cerca de 2500 espécies descritas, das quais 280 no Brasil (De Marco & Vianna 2005). Os membros dessa subordem são tipicamente pequenos e esguios, com asas anteriores e posteriores pecioladas e de forma similares. Eles têm velocidade baixa de voo e baixa frequência de batimento das asas (Corbet 1999). A subordem Anisoptera compreende mais de 2500 espécies, sendo 382 descritas para o Brasil (De Marco & Vianna 2005). Seus

representantes são tipicamente grandes e robustos, com asas anteriores e posteriores marcadamente dissimilares na forma (Corbet 1999). Essas diferenças morfológicas e outras diferenças comportamentais ligadas à termorregulação (Corbet & May 2008; Corbet 1999; De Marco et al. 2005), podem indicar diferenças importantes na capacidade de dispersão entre esses dois grupos. A dispersão é fundamental para a vida dos Odonata (Corbet 1999; Anholt 1990), porque seus jovens tendem a se deslocar de habitats aquáticos de origem em busca de alimento. Além disso, migração em larga escala, também, podem ser observada principalmente para espécies com termorregulação endotérmica (Reichholf 1973; Anderson 2009). A probabilidade de dispersão geralmente aumenta com o tamanho corporal. Espécies de maior tamanho corporal provavelmente se dispersam por distâncias mais longas do que as de menor tamanho (Conrad et al. 1999). Dessa forma, diversidade beta de Anisoptera deve ser menor que a de Zygoptera, uma vez que estes últimos apresentam tamanho do corpo menor e baixa capacidade de dispersão.

Impactos antrópicos, em muitas regiões tropicais, como as alterações no fluxo por represamento, canalização, fragmentação e isolamento dos cursos d' água em relação à mata ciliar e às áreas de várzea, interrompem o regime de perturbação natural e elimina gradientes ambientais. Essas alterações influenciam a riqueza de espécies por diminuir a disponibilidade de recursos e criar ilhas de habitats que têm sua recolonização dependente da distância dos outros habitats mais adequados (Oconnor 1991; Ward 1998). A remoção da vegetação ripária elimina a proteção natural contra erosão, aumenta a entrada de sedimentos, nutrientes e outros poluentes nos corpos d' água (Nessimian et al. 2008), além disso, altera a estrutura biológica dos rios por afetar a comunidade de macroinvertebrados e a quantidade relativa de suas fontes alimentares (Ferreira-Peruquetti & De Marco 2002). Essas alterações podem afetar as comunidades de Odonata em riachos (Oertli 2008; Silva et al. 2010), alterando sua organização e os padrões de distribuição espacial da riqueza e da diversidade beta.

Diferenças na capacidade de termorregulação em Odonata (May 1991; De Marco et al. 2005), indicam que espécies de maior tamanho corporal sejam menos prejudicadas pela retirada de vegetação ripária. Indivíduos dessas espécies podem ser *fliers* ou heliotérmicos que, além de temperaturas altas, precisam da incidência direta da luz para iniciar suas atividades e os conformadores, por possuírem uma maior razão superfície-volume podem termorregular com temperaturas mais amenas (May 1979; May 1991) e, em especial, os de menor tamanho corporal como muitos dos representantes da ordem Zygoptera (De Marco &

Resende 2002; De Marco & Resende 2004; May 1979; May 1991), são afetados negativamente por altas temperaturas e têm maior eficiência mantendo-se em locais com vegetação intacta que garante maior estabilidade da temperatura durante o dia. Nesse trabalho, o impacto de mudanças na paisagem decorrentes do processo de antropização gerado principalmente por aumento de áreas de pastagens na distribuição e padrão de diversidade de Odonata foi avaliado. As predições testadas foram se a diversidade diminui e a composição de espécies é mais homogênea (menor diversidade beta) em áreas alteradas que aquelas florestadas. Áreas alteradas teriam perda de espécies e em áreas mais preservadas apresentaria padrão de substituição enquanto que o padrão de aninhamento seria mais importante em áreas alteradas. Diferenças na capacidade de termorregulação indicariam que todos esses padrões seriam mais evidentes para os representantes de Zygoptera.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em 24 locais de primeira a terceira ordens (Strahler 1957), com diferentes graus de preservação. Os córregos foram da Mata, Cachoeirinha, Papagaio, Taquaral, Buritizinho, Caveira, Marimbondó e Pindaibinha da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba (coordenadas 15°22'28" Sul e 51°42'09" Oeste), municípios de Nova Xavantina e Barra do Garças, Mato Grosso.

As áreas consideradas preservadas têm mata ciliar nativa de, no mínimo, 10 metros de largura nas duas margens. As áreas alteradas caracterizam-se pela ausência ou diminuição da largura da mata ciliar. Em alguns locais a mata ciliar é muito estreita (um a dois metros no máximo) ou ausente em uma das margens. Outra característica é o pisoteio constante de gado e no período de seca, há diminuição do fluxo de água ou este é interrompido em alguns trechos.

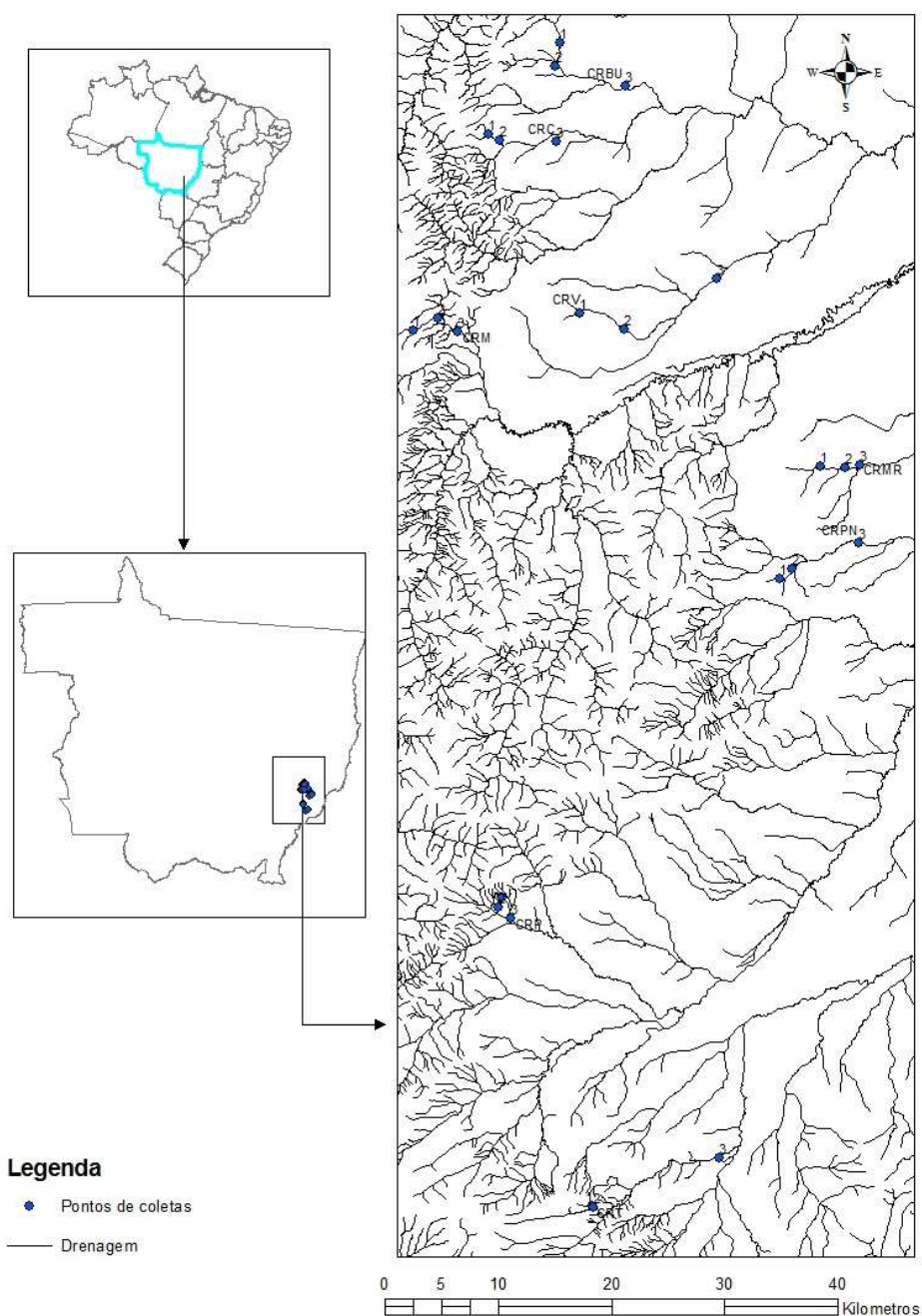


Figura 1. Locais de estudo na bacia do Rio Pindaíba, Mato Grosso, Brasil, Córregos: Cachoeirinha (CRC), da Mata (CRM), Papagaio (CRP) e Taquaral (CRT), Buritizinho (CRBU), Caveira (CRV), Marimbondo (CRMR), Pindaibinha (CRPN). Os números indicam a ordem dos córregos.

Amostragem e identificação do material biológico

Duas coletas foram realizadas por ponto, uma em julho/agosto de 2007 correspondendo ao período de seca e outra em período chuvoso de janeiro/fevereiro de 2008.

Os espécimes de Odonata foram amostrados com rede entomológica para coleta de material testemunho e identificação das espécies. A amostragem foi feita por varredura com áreas fixas em 100 metros do corpo d'água, divididos em 20 segmentos de cinco metros (De Marco 1998; Silva et al. 2010). Os espécimes foram acondicionados em envelopes entomológicos no campo, mergulhados em acetona (P.A) por, no mínimo, 24h, secos ao ar livre e postos em envelopes plásticos sobre papel cartão. As coletas foram feitas em temperaturas do ar de no mínimo 19°C e céu claro, preferencialmente entre 10 e 14 horas, período de maior atividade desses insetos (De Marco & Resende 2002).

Os espécimes foram identificados com chaves para gênero e descrições de espécies (Carvalho & Calil 2000; Costa 1991; Belle 1996; Garrison 1990; Leonard 1977; Borror 1945; Ris 1930; Garrison et al. 2006; Heckman 2008; Heckman 2006; Lencioni 2005; Lencioni 2006) e comparação com espécimes da coleção dos Laboratórios de Entomologia do Campus Universitário de Nova Xavantina (UNEMAT-MT) e Ecologia Teórica e Síntese (LETS/UFG) e, quando necessário, enviados aos especialistas de cada grupo. O material coletado será depositado na Coleção Zoobotânica James A. Ratter, Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina.

Parâmetros físicos, físico-químicos e químicos.

As temperaturas da água e do ar (na sombra) foram medidas com termômetro digital (Multidigital ®). Os dados de pH, turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), potencial de óxido-redução (ORP), sólidos totais dissolvidos na água (STD), foram mensurados com uma sonda multi-parâmetro portátil (Horiba). Amostras de água foram recolhidas para análise de fosfato, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal com espectrofotômetro portátil (Hach) e a dureza total, cálcio e magnésio pelo método titulométrico com EDTA a 0,0002 M.

As medidas de largura dos córregos (cm) nos pontos amostrados foram obtidas com uma trena a laser Leica DISTOTM, profundidade com medidor de profundidade (sonar Echotest II) e a velocidade da água com correntômetro Geopacks MJP.

Dados de vazão foram obtidos usando a relação: $Q = A \times V$, que representa a relação entre área (A) da seção transversal do canal (largura x profundidade média) e a velocidade da

corrente (v), sendo expressa como $Q = L \times P \times V$, onde Q é a vazão, L é a largura média, P é a profundidade média e V é a velocidade média (Cunha & Guerra 1996).

Análise de alterações ambientais

O Índice de Integridade do Habitat (IIH) foi utilizado para análise das alterações ambientais (Nessimian et al. 2008), que consiste em 12 questões que avaliam: o padrão de uso da terra; a zona ripária, características do leito e morfologia do canal do riacho (Apêndice 1). Cada item foi composto por quatro a seis alternativas ordenadas em relação aos aspectos percebidos de integridade do habitat. Em função do número de alternativas distintas, para que cada pergunta (P_i) tivesse peso igual na análise, os valores observados (a_o) foram padronizados dividindo-se o valor atribuído pelo número máximo de alternativas possíveis para a pergunta (a_m – equação 1). O índice final é a média desses valores em relação ao número de variáveis amostradas (n - equação 2). Essas transformações produzem um índice que varia de 0 a 1 e que é diretamente relacionado às condições de integridade do habitat.

$$p_i = \frac{a_o}{a_m} \quad \text{Equação 1}$$

$$IIH = \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{n} \quad \text{Equação 2}$$

A classificação dos locais em ambientes alterados e preservados foi obtida com base no IIH, lugares com índices menores 6,6 foram considerados alterados. Esse índice foi separado em índice regional e local. Para análise do índice regional foram utilizadas as quatro primeiras alternativas do protocolo que avaliam as características da paisagem e para o índice local foram utilizadas as demais questões que avaliam as características mais específicas de dentro do riacho.

Imagens do satélite Landsat TM (30 x 30 m de resolução), foram utilizadas para avaliação de alterações na cobertura vegetal ao redor dos pontos de coleta. As imagens

escolhidas restringiram-se ao período do estudo e aquelas com menor quantidade de nuvens que poderiam gerar algum ruído nos dados. Foi utilizada a técnica de reamostragem de convolução cúbica dos “pixels” de cada cena, baseada nas bandas TM3, TM4 e TM5 do mosaico Landsat georreferenciado Geocover da NASA (Disponível em <https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid/>). Os pontos de controle nas imagens foram localizados por suas coordenadas (x, y) e, no mosaico, por suas coordenadas geográficas (latitudes e longitudes). A função que relaciona os pontos (x, y) à sua posição geográfica é determinada pelo método dos mínimos quadrados, com erro abaixo de 0,5. O Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) (Rouse et al. (1973), foi calculado das imagens. Este índice é definido por:

$$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$$

Equação 3

NIR é a energia refletida na região do infravermelho próximo, e *R* a refletida na região do vermelho do espectro eletromagnético. Depois de gerada a imagem NDVI, foram construídos múltiplos *buffers* ao redor dos pontos de coleta com os valores de 30 m, 50 m, 100 m, 150 m, 200 m, 300 m, 500 metros e destes pontos foram extraídos as médias e desvios padrões de NDVI. Os valores de NDVI variam entre -1 e 1, com áreas em que há presença de água apresentando valores negativos. Rochas e solo exposto apresentam valores próximos a -1.

Os descritores da paisagem baseados no NDVI fazem parte da abordagem multiescalar (Pearman 2002; Chust et al. 2003) que permitem mensurar diferentes atributos da paisagem entre eles a complexidade estrutural e a heterogeneidade ambiental. Dois índices espaciais foram calculados a partir do NDVI: a média (**M**), que é a tendência central do índice de vegetação, e o desvio padrão (**SD**), como uma medida de heterogeneidade do NDVI, o primeiro indica a cobertura vegetal, o segundo indica a heterogeneidade da paisagem.

ANÁLISE DE DADOS

A medida de riqueza utilizada foi baseada por um estimador não-paramétrico, o *jackknife* de primeira ordem (Heltsh & Forrester 1983). Os 20 segmentos por local não devem ser considerados independentes, mas podem ser utilizados como unidades adequadas para estimar a riqueza de espécies por local com o procedimento *jackknife* (Silva et al. 2010).

Cada trecho de 100 m foi utilizado para comparar diferentes riachos, como uma unidade de amostragem e inferência por intervalo de confiança implementadas no programa EstimateS Win 7.5 (Colwell 2005).

Diversidade Beta

A diversidade beta foi estimada para Odonata, Anisoptera ou Zygoptera por local. O índice de similaridade de Sorensen quantitativo Chao et al. (2005), foi estimado por local como um índice de diversidade beta. Este índice foi escolhido porque é considerado, relativamente, independente da riqueza de espécies e mais preciso, mesmo com pequenas amostras (Soininen et al. 2007). O índice de Sorensen para a similaridade de cada par de locais foi definido como:

$$L_{AB} = \frac{2UV}{U + V}$$

Equação 4

onde L_{AB} é a dissimilaridade entre os locais A e B , U é o vetor que descreve a abundância da espécie no local A , e V é o vetor que descreve a abundância relativa da espécie no local B . Valores maiores do índice de Sorensen correspondem a composição de espécies mais diferenciada em um determinado local. A média do índice de Sorensen, calculada sobre todos os locais, foi utilizada como estimador da diversidade beta de cada local.

Partição da diversidade beta

A diversidade beta foi dividida em dois componentes, um devido à substituição e o outro ao aninhamento segundo a metodologia desenvolvida por Baselga (2010), onde:

$\beta_{\text{BOK}} = \text{Beta Sorensen}$, $\beta_{\text{SIM}} = \text{substituição}$ e $\beta_{\text{NES}} = \text{aninhamento}$

$$\beta_{\text{SOR}} = \beta_{\text{SIM}} + \beta_{\text{NES}}$$

$$\beta_{\text{SOR}} = \frac{[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji})] + [\sum_{i < j} \max(b_{ij}, b_{ji})]}{2[\sum_i S_i - S_T] + [\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji})] + [\sum_{i < j} \max(b_{ij}, b_{ji})]}$$

Equação 5

$$\beta_{SIM} = \frac{[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji})]}{[\sum_i S_i - S_T] + [\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji})]}$$

Equação 6

$$\beta_{NEZ} = \beta_{SCR} - \beta_{SIM}$$

Onde S_i é o número total de espécies no local i , S_T é o total de espécies em todos os locais considerados em conjunto b_{ij} e b_{ji} são os números de espécies exclusivas dos locais i e j respectivamente, quando comparadas aos pares. Assim, $[\sum_{i < j} \min(b_{ij}, b_{ji})]$ e $[\sum_{i < j} \max(b_{ij}, b_{ji})]$ são os análogos de vários locais de b e c combinando componentes de medidas de pares, respectivamente, e $[\sum_i S_i - S_T]$ é o análogo do componente a .

Todas as análises foram realizadas em R (R Development Core Team, 2009), usando as funções ‘beta-multi.R’ e ‘beta-pairwise.R’

Os riachos foram ordenados de acordo com os valores de indicadores ambientais (IIH ou NDVI) de maneira decrescente e separados em categorias, para testar se a diversidade beta particionada em aninhamento e substituição estava relacionada com a integridade dos ambientes. A primeira categoria compreende os quatro riachos com características ambientais de áreas preservadas (maiores valores de IIH ou de NDVI), ou seja, riachos mais íntegros. Os quatro riachos seguintes de acordo com o valor de IIH foram adicionados a cada categoria subsequente. Portanto, a segunda categoria possui oito riachos com maiores valores de IIH, a terceira categoria os 12 riachos com maiores valores de IIH ou NDVI, e assim por diante, garantindo-se que com o aumento do número de riachos, aumenta-se a dissimilaridade entre os ambientes dentro de cada categoria. A dissimilaridade para múltiplos locais (Baselga 2010) foi medida por categoria utilizando-se quatro riachos. Na primeira categoria foi estimado apenas um valor, pois somente quatro riachos estavam na mesma. Nas outras categorias, foram sorteados 99 vezes conjuntos de quatro riachos e re-calculados os índices de dissimilaridade. Este procedimento permite avaliar a relação entre o aumento da dissimilaridade ambiental entre os riachos (expressa em termos do IIH ou do NDVI) e a proporção de aninhamento/substituição da diversidade beta observada.

Efeito da integridade ambiental sobre a diversidade beta

Uma análise de regressão linear (Zar 1999) foi usada para testar o efeito da integridade ambiental sobre a diversidade beta. A relação entre o índice de vegetação da diferença normalizada (NDVI) e as diversas medidas da comunidade, diversidade beta de Zygoptera e Anisoptera, a riqueza estimada de Zygoptera e Anisoptera foi testada a partir de análise de regressão múltipla, com os dados em cada escala de distância do ponto analisado (30, 50, 100, 150, 200, 300 e 500 m).

Efeito de variáveis regionais/locais na riqueza e diversidade beta de Odonata

A relação entre as medidas da comunidade, diversidade beta de Zygoptera, Anisoptera, a riqueza estimada de Zygoptera e Anisoptera com as características físico, físicos-químicos e químicos, incluindo o Índice de Integridade do Habitat (IIH) local, a largura do riacho, a temperatura da água, a condutividade elétrica, a temperatura da água e a dureza, foi testada através da análise de regressão múltipla. Uma análise de componentes principais (PCA), selecionando as variáveis que melhor representaram o conjunto foi usada para diminuir o efeito da multicolinearidade entre os dados.

RESULTADOS

Descrição geral da comunidade

Foram coletados 934 espécimes da ordem Odonata, sendo 775 da subordem Zygoptera e 159 de Anisoptera. Em ambientes preservados foram coletados 422 espécimes em seis famílias de Zygoptera, sendo Calopterygidae (n=73), Coenagrionidae (n=231), Dicteriadidae (n=4) Megapodagrionidae (n=4), Polythoridae (21) e Protoneuridae (n=89), e duas famílias de Anisoptera, Aeshnidae (n=1) e Libellulidae (n=26). Em ambientes alterados, 353 espécimes em quatro famílias de Zygoptera, Calopterygidae (n=44), Coenagrionidae (n=182), Protoneuridae (n=123) e Dicteriadidae (n=4), e uma família de Anisoptera, Libellulidae (n=123). Totalizando 67 espécies, sendo 38 de Zygoptera e 29 de Anisoptera.

Efeito de variáveis regionais/locais na riqueza e diversidade beta de Odonata

A complexidade ou heterogeneidade do hábitat não afetou as riquezas de Zygoptera e Anisoptera (Tabela 1). Do mesmo modo, a diversidade beta de Zygoptera não foi afetada pela complexidade ou heterogeneidade do hábitat, mas a diversidade beta de Anisoptera diminuiu com um aumento da complexidade do hábitat, na escala de 500 m (Tabela 2).

Tabela 1. Análise de regressão simples das medidas da comunidade, riqueza estimada de Zygoptera e Anisoptera com o NDVI. Média refere-se à média dos valores de NDVI, dentro da área definida por cada escala e representa a complexidade. O Desvio refere-se ao desvio padrão do NDVI e representa a heterogeneidade

Escala (m)	Riqueza estimada de espécies							
	Zygoptera				Anisoptera			
	NDVI Média		NDVI Desvio		NDVI Média		NDVI Desvio	
	R ²	p	R ²	P	R ²	P	R ²	p
30	0,119	0,107	0,121	0,100	0,055	0,280	0,067	0,230
50	0,095	0,152	0,155	0,062	0,058	0,268	0,698	0,223
100	0,101	0,139	0,164	0,054	0,014	0,589	0,000	0,955
150	0,089	0,167	0,062	0,248	0,007	0,705	0,018	0,539
200	0,089	0,168	0,027	0,447	0,013	0,608	0,018	0,541
300	0,098	0,147	0,037	0,373	0,017	0,557	0,003	0,802
500	0,080	0,190	0,036	0,384	0,022	0,499	0,003	0,792

Tabela 2 Análise de regressão simples das métricas da comunidade, diversidade beta de Zygoptera e Anisoptera com o NDVI. Média refere-se à média dos valores de NDVI, dentro da área definida por cada escala e representa a complexidade. O Desvio refere-se ao desvio padrão do NDVI e representa a heterogeneidade

Escala (m)	Diversidade beta							
	Zygoptera				Anisoptera			
	NDVI Média		NDVI Desvio		NDVI Média		NDVI Desvio	
	R ²	p	R ²	P	R ²	P	R ²	p
30	0,158	0,061	0,002	0,849	0,123	0,101	0,001	0,869
50	0,138	0,081	0,002	0,835	0,156	0,062	0,009	0,668
100	0,097	0,148	0,003	0,800	0,108	0,125	0,006	0,736
150	0,069	0,228	0,000	0,924	0,123	0,101	0,033	0,406
200	0,064	0,244	0,000	0,950	0,138	0,081	0,047	0,323
300	0,048	0,318	0,001	0,901	0,171	0,050	0,053	0,290
500	0,030	0,428	0,003	0,811	0,216	0,026	0,142	0,076

A análise de componentes principais (PCA) mostra forte colinearidade das variáveis que representam o índice de vegetação da diferença normalizada (NDVI) (Fig. 2). Isto mostrou colinearidade entre as variáveis de características locais dos ambientes, como a temperatura da água e concentração de nitrito, largura e profundidade do riacho, pH e nitrato;

magnésio, sólidos totais e condutividade e, cálcio e dureza. Apenas as variáveis largura do riacho, temperatura da água (°C), condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), dureza e o índice de integridade de habitat (IIH_regional) (Figura 2), foram utilizadas para a análise de regressão múltipla das características ambientais locais e as diversas medidas da comunidade (Tabela 3).

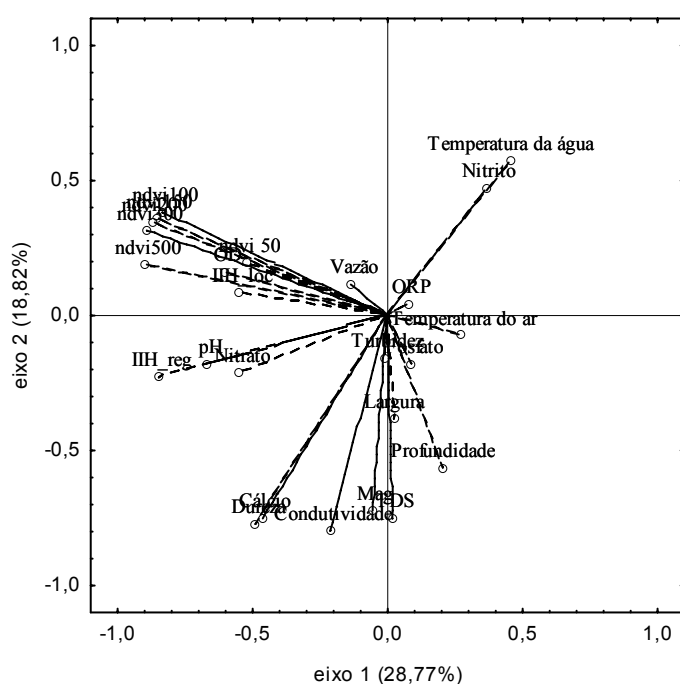


Figura 2. Análise dos componentes principais (PCA) baseada nos parâmetros físico-químicos amostrados em 24 pontos de coleta em riachos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba, Mato Grosso, Brasil (2007-2008).

As variáveis locais tais como o Índice de Integridade de Habitat Local (IIH_local), a largura do riacho, a temperatura da água, a condutividade elétrica e dureza (Tabela 3) não afetaram a diversidade beta e riqueza estimada de Zygoptera e Anisoptera.

Tabela 3. Coeficientes de regressão da análise da regressão múltipla das métricas da comunidade, diversidade beta de Zygoptera e Anisoptera, riqueza estimada de Zygoptera e Anisoptera com as características ambientais locais, incluindo o Índice de Integridade de Habitat Local (IIH_local), a largura do riacho, a temperatura da água (°C), a condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S.cm}^{-1}$) e dureza

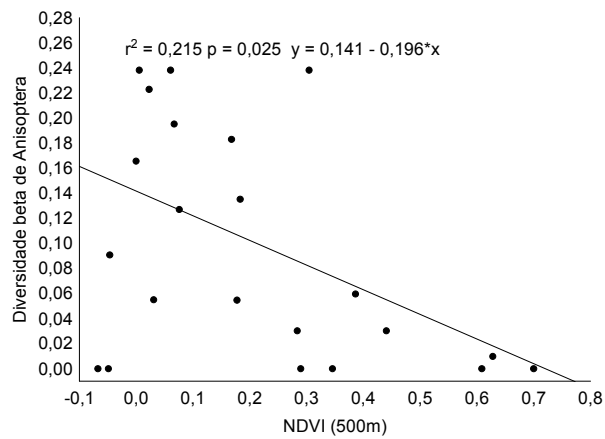
	IIH_local	Largura	T_água	CE	Dureza	R ²	p
Diversidade beta de Zygoptera	-0,300	-0,000	-0,000	-0,022	-0,004	0,284	0,290
Diversidade beta de Anisoptera	-0,233	-0,000	-0,002	0,020	-0,002	0,258	0,356
Riqueza estimada de Zygoptera	7,737	0,005	-0,113	-1,121	0,086	0,307	0,239
Riqueza estimada de Anisoptera	0,148	0,001	0,009	0,038	-0,064	0,036	0,984

Apenas o NDVI a 150 m foi utilizado para as análises de regressão múltipla usando NDVI e IIH regional em relação à diversidade beta e riqueza estimada de Zygoptera e Anisoptera (Tabela 4). As características da paisagem (IIH e NDVI), quando correlacionadas, não mostraram efeito na diversidade beta de Zygoptera ou riqueza estimada de Zygoptera e Anisoptera. No entanto, mostraram efeito negativo na diversidade beta de Anisoptera na escala de 500 m (Tabelas 4 e Figura 3).

Tabela 4. Coeficientes de regressão da análise da regressão múltipla das métricas da comunidade, diversidade beta e riqueza estimada de Zygoptera e Anisoptera com Índice de Integridade do Habitat (IIH) e o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI)

	IIH	NDVI (150 m)	R ²	P
Diversidade beta de Zygoptera	-0,151	-0,097	0,142	0,215
Diversidade beta de Anisoptera	-0,257	-0,093	0,324*	0,019
Riqueza estimada de Zygoptera	8,369	3,645	0,200	0,107
Riqueza estimada de Anisoptera	-0,260	-1,019	0,007	0,930

A)



B)

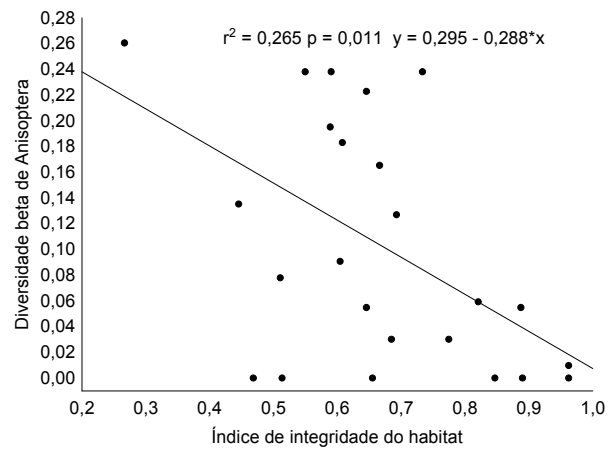


Figura 3. Relação da diversidade beta de Anisoptera e NDVI (500 m) (A) e de Anisoptera e IIH (B).

Quanto maior a distância entre os riachos, menor a diversidade beta de Anisoptera em análise par-a-par ($r^2 = 0,171$ $p < 0,001$) (Figura 4 A), e do aninhamento da comunidade de Anisoptera ($r^2 = 0,060$ $p < 0,001$) (Figura 4 B), mas essas relações têm pequeno poder preditivo. Ao contrário, o aumento da distância entre os pontos aumenta a importância da substituição ($r^2 = 0,054$ $p = 0,001$) em Anisoptera (Figura 4 C).

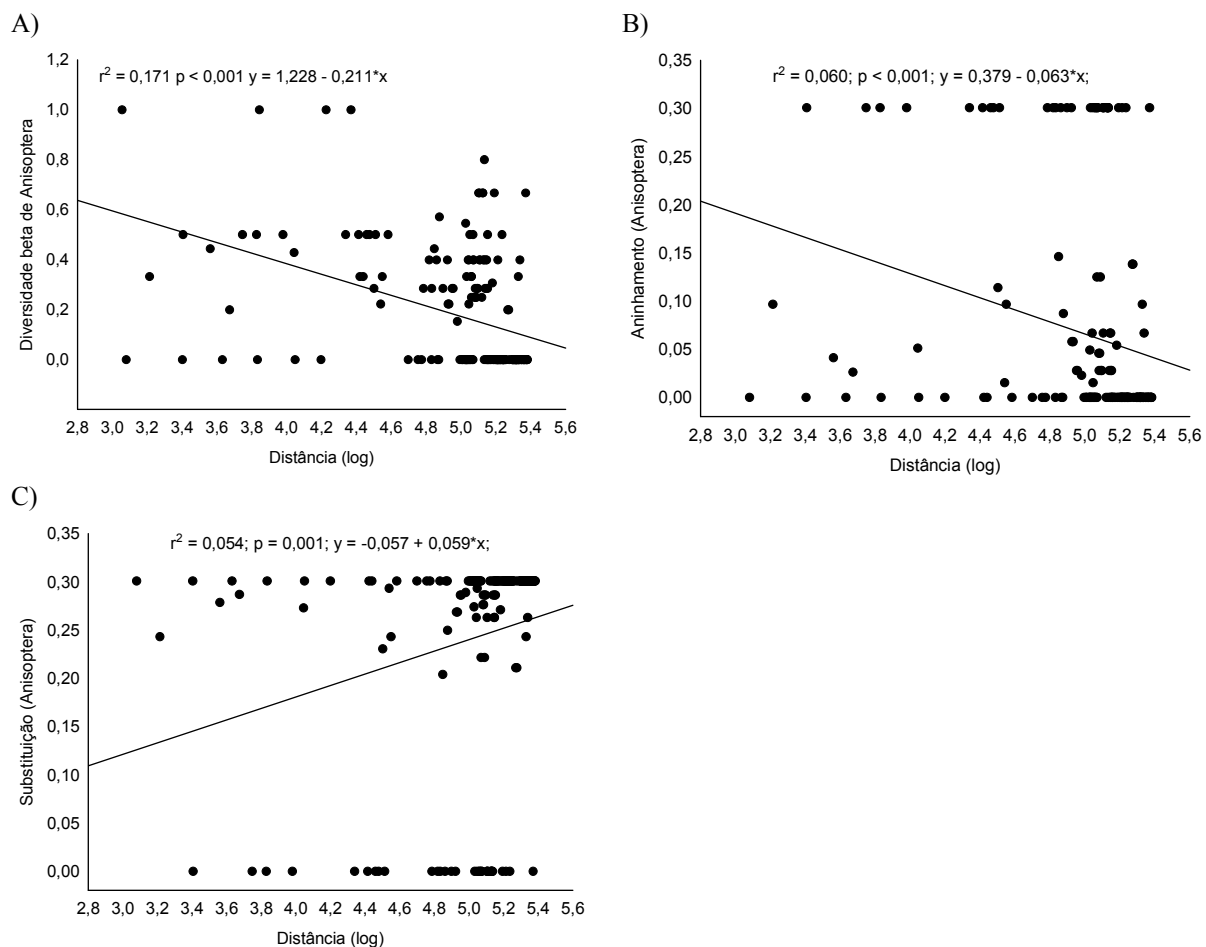


Figura 4. Relação da distância (log) entre os riachos com a diversidade beta de Anisoptera (A), e porcentagem de aninhamento (B) e de substituição (C).

A diversidade beta analisada, separando-se os componentes de substituição e de aninhamento, mostrou que os componentes mais importantes para ambas as subordens, ao contrário das predições, foi a substituição, mesmo para áreas com Índice de Integridade do Habitat baixo (Figura 5). No entanto, a comunidade de Anisoptera mostrou valores mais altos de substituição em áreas mais preservadas e aumento progressivo da importância do aninhamento à medida que áreas mais alteradas são adicionadas (Figs. 5A e C). Por outro lado, as comunidades de Zygoptera apresentaram os menores valores de substituição em áreas preservadas, indicando relativa importância de aninhamento nessas comunidades. Nesse caso, a importância da substituição aumentou à medida que áreas mais alteradas foram adicionadas (Fig.5 B e D).

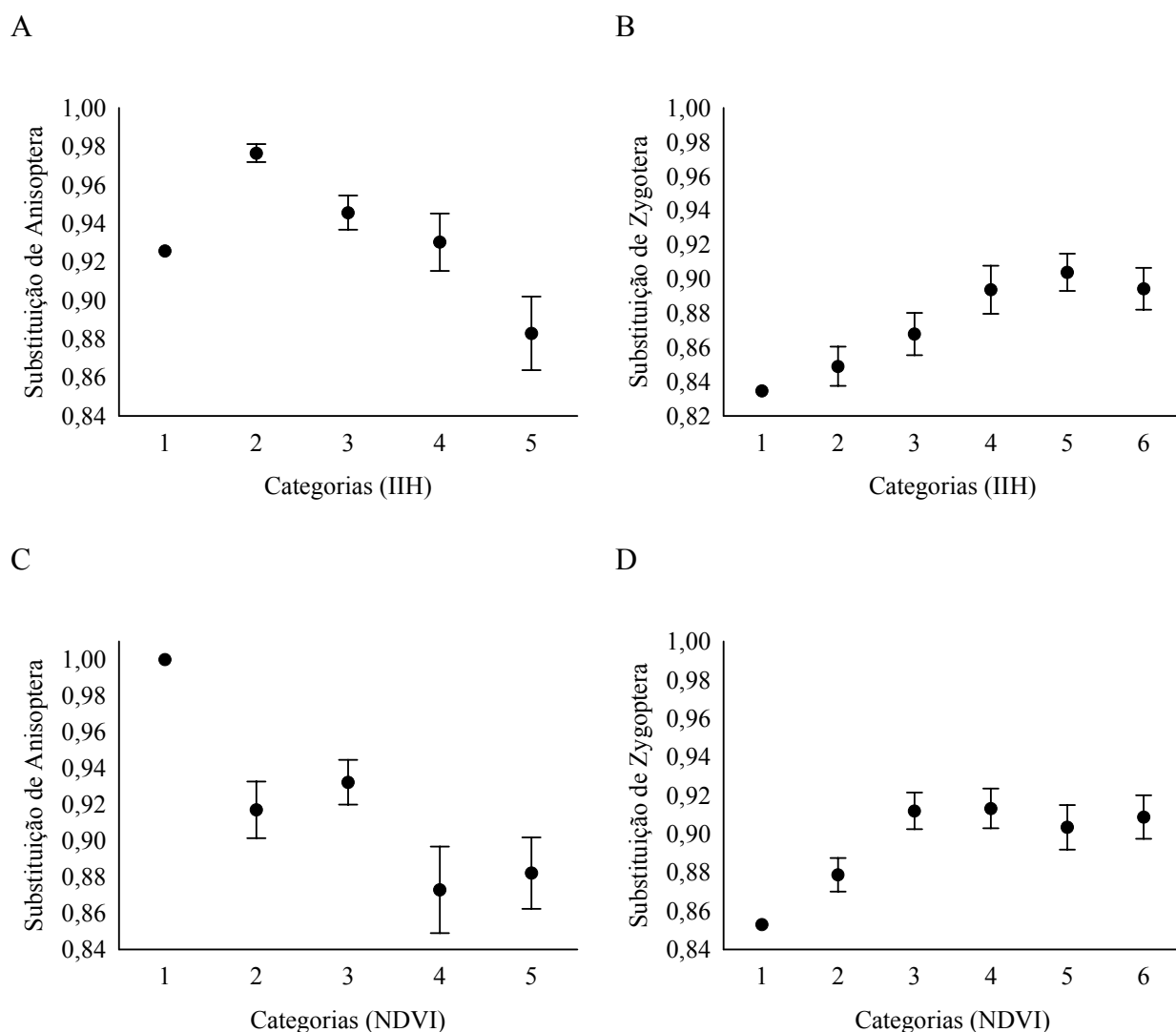


Figura 5. Padrão de diversidade beta: substituição de Anisoptera (A), e Zygoptera (B) com as categorias do IIH e padrão de diversidade beta: substituição de Anisoptera (C), e Zygoptera (D) com as categorias do NDVI. As barras representam intervalo de confiança de 95%. No eixo X, os riachos foram ordenados de forma decrescente de valores na variável ambiental correspondente. A categoria um (1) compreende os quatro riachos mais preservados e a cada nova classe são adicionados quatro outros com valores decrescentes das variáveis ambientais.

O aumento do aninhamento no grupo Anisoptera à medida que áreas alteradas foram adicionadas e o padrão inverso para Zygoptera poderiam ser resultar de diferentes níveis de especialização desses grupos, produzindo um padrão diferente de espécies únicas nos dois sistemas. De fato, mais espécies de Zygoptera foram restritas a áreas preservadas (28,94%, n=38) do que a áreas alteradas (18,42%, n=38). O padrão inverso foi observado para Anisoptera com 51,72% das 29 espécies só presentes em áreas alteradas e 24,13% em áreas

preservadas (Tabela 5). Os Zygoptera, *Chalcopterix rutilans* e *Mnesarete guttifera* foram mais abundantes em áreas preservadas, enquanto *Hetaerina curvicauda* foi mais abundante naquelas alteradas. Outras espécies foram exclusivas desses ambientes, mas com abundâncias baixas. Para Anisoptera, *Oligoclada xanthopleura*, e duas espécies de *Diastatops* (*D. obscura* e *D. intensa*) reconhecidas como espécies de áreas abertas e com preferências para sistemas lênticos, foram mais abundantes nessas áreas. *Diastatops nigra* ocorreu apenas, em áreas preservadas, embora com abundância baixa (quatro indivíduos) (Tabela 5).

Tabela 5 Número de adultos de espécies de Odonata adultos que ocorreram apenas em ambientes preservados ou alterados em riachos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba, Nova Xavantina, Mato Grosso

Espécies	Preservado	Alterado
<i>Chalcopteryx rutilans</i> Rambur, 1842	21	0
<i>Mnesarete guttifera</i> (Selys, 1873)	20	0
<i>Argia mollis</i> Hagen in Selys, 1865	4	0
<i>Heteragrion icterops</i> Selys, 1862	4	0
<i>Argia smithiana</i> Calvert, 1909	3	0
<i>Oxyagrion chapadense</i> Costa, 1978	3	0
<i>Peristicta aeneoviridis</i> Calvert, 1909	3	0
<i>Argia</i> sp.	2	0
<i>Acanthagrion temporale</i> Selys, 1876	1	0
<i>Telebasis racenisi</i> Bick & Bick, 1995	1	0
<i>Neoneura denticulata</i> Williamson, 1917	1	0
<i>Hetaerina laesa</i> Hagen in Selys, 1853	0	2
<i>Telebasis coccínea</i> (Selys, 1876)	0	2
<i>Neoneura lucas</i> Machado, 2002	0	2
<i>Hetaerina auripennis</i> (Burmeister, 1839)	0	3
<i>Telebasis</i> sp. nov.	0	3
<i>Acanthagrion minutum</i> Leonard, 1977	0	4
<i>Hetaerina curvicauda</i> Garrison, 1990	0	9
<i>Diastatops nigra</i> Montgomery, 1940	4	0
<i>Diastatops pullata</i> (Burmeister, 1839)	2	0
<i>Gynacantha gracilis</i> (Burmeister, 1839)	1	0
<i>Erythrodiplax latimaculata</i> Ris, 1911	1	0
<i>Micrathyria stawiaarskii</i> Santos, 1953	1	0
<i>Uracis imbuta</i> (Burmeister, 1839)	1	0
<i>Uracis siemensis</i> Kirby, 1897	1	0
<i>Erythemis vesiculosa</i> (Fabricius, 1775)	0	1
<i>Erythrodiplax juliana</i> Ris, 1911	0	1
<i>Orthemis discolor</i> (Burmeister, 1839)	0	1
<i>Perithemis electra</i> Ris, 1930	0	1
<i>Rhodopygia geijskesi</i> Belle, 1964	0	1
<i>Uracis ovopositrix</i> Calvert, 1909	0	1
<i>Zenithoptera lanei</i> Santos, 1941	0	1
<i>Elasmothermis cannaerioides</i> (Calvert, 1906)	0	2
<i>Erythrodiplax maculosa</i> (Hagen, 1861)	0	2
<i>Erythrodiplax basalis</i> (Kirby, 1897)	0	3
<i>Erythrodiplax paraguayensis</i> (Forster, 1905)	0	4
<i>Zenithoptera viola</i> Ris, 1910	0	6
<i>Diastatops intensa</i> Montgomery, 1940	0	8
<i>Diastatops obscura</i> Fabricius, 1975	0	9
<i>Oligoclada xanthopleura</i> Borror, 1931	0	12

DISCUSSÃO

O desmatamento ao longo das margens dos cursos de água resulta em um mosaico de uso da terra e gera problemas como assoreamento do canal e aumento da temperatura (Allan 1995; England & Rosemond 2004). Além disso, a perda da cobertura vegetal reduz a integridade biológica dos cursos da água (Roy et al. 2003) muda a estrutura da comunidade de Odonata (Dijkstra & Lempert 2003), e ameaça espécies adaptadas a certas condições ambientais (Resh et al. 1988; Ferreira-Peruquetti & De Marco 2002).

Parte importante dos argumentos desse estudo está baseada nas diferenças de respostas a alterações entre espécies de menor tamanho corporal (e.g. Odonata do grupo Zygoptera) e de tamanho corporal maior (e.g. Odonata do grupo Anisoptera). O raciocínio básico é que espécies de menor tamanho corporal devem ser mais sensíveis às alterações ambientais por restrições ecofisiológicas (Corbet & May 2008; Corbet 1999) ou por uma maior especialização de habitat. Na escala de variação desse estudo, o fato de Zygoptera ter sido afetado apenas pela variação na temperatura da água e não pelas alterações na paisagem, pode ser resultado de que espécies têm requisitos mínimos para a quantidade de habitat para sobreviverem e se reproduzirem, e assim, a perda de espécies ocorreria com níveis mais altos de perda de habitat (Andrén 1994). De fato, embora as áreas alteradas apresentassem gradiente de mudanças, uma alta proporção da vegetação ripária está preservada na região, permitindo alta conectividade no sistema. Um estudo sobre efeito da fragmentação do habitat em borboletas mostrou que nenhuma das espécies raras ocorre em manchas de habitat inferior a 40% dos limiares de fragmentação e mais da metade do conjunto total de espécies de lepidópteros nunca foi observada em parcelas de habitat com menos de 60% de remanescentes (Summerville & Crist 2001). Odonata parece ser menos sensível a perda de hábitat que borboletas, mostrando que as áreas alteradas não apresentaram gradiente ambiental linear forte o suficiente para desestruturar a comunidade de Zygoptera, ou limitar a dispersão.

A conectividade das matas ciliares mostra ser importante notar algumas limitações impostas pela história de vida particular dos Odonata. Adultos jovens (fase de intenso forrageamento) podem se dispersar para áreas alteradas para se alimentar (De Marco 1998; Corbet 1999), o que favoreceria a conexão de áreas mesmo através daquelas alteradas. Esse efeito seria maior para espécies de Anisoptera (os quais tem maior tamanho corporal e maior capacidade de dispersão) do que Zygoptera. Algumas espécies heliotérmicas, de maior

tamanho corporal, dependem da incidência direta de luz para termorregular e, por isto, são favorecidas pela abertura do dossel da mata (Heinrich & Casey 1978; Corbet & May 2008) e, possivelmente, se dispersam mais facilmente através de áreas alteradas.

Algumas espécies (como, *Chalcopterix rutilans* e *Mnesarete guttifera*) foram restritas a área com mata ripária preservada. Em caso de distúrbio ambiental, essas espécies com preferência por habitat de florestas, poderiam desaparecer (Clausnitzer 2003) e a riqueza de táxons será reduzida a grupos generalistas e tolerantes, com baixo valor para conservação (Covich et al. 1999). A variação observada no nível de especialização de habitat entre espécies de Zygoptera e Anisoptera é compatível com a hipótese de que as espécies de maior tamanho corporal seriam menos dependentes do ambiente térmico dos riachos, podendo ocorrer em áreas alteradas (De Marco et al. manuscrito não publicado). Esse mecanismo pode explicar a maior quantidade de espécies exclusivas de Zygoptera em áreas preservadas e de Anisoptera em áreas alteradas.

Neste estudo, os Anisoptera não responderam à heterogeneidade ambiental, mas responderam à complexidade ambiental em escalas espaciais maiores. Em ambientes mais complexos, com estrutura vegetal vertical mais densa, a diversidade beta de Anisoptera diminuiu. Esse resultado é também compatível com a hipótese ecofisiológica de Odonata, sugerindo que apenas algumas poucas espécies de Anisoptera, por ter tamanho corporal maior, deveriam estar bem adaptadas a viver dentro de florestas densas. Alguns estudos ressaltam a importância da sombra e do sol na seleção de hábitat de Odonata em riachos tropicais, sugerindo que adultos de muitas espécies de Anisoptera evitam as áreas sombreadas (Kinvig & Samways 2000; Samways & Taylor 2004; Samways et al. 2005; Ward & Mill 2005). Em um estudo experimental sobre os efeitos da intensidade de sombreamento na abundância de espécies de Anisoptera foi demonstrado que estas evitam as áreas mais sombreadas do corpo d'água e que a abundância média diminui quando a intensidade de sombreamento aumenta (Remsburg et al. 2008).

O padrão de substituição deveria ser mais evidente para Zygoptera, principalmente em áreas preservadas, pois representantes desse grupo seriam mais sensíveis a modificações ambientais. Além disso, ambientes mais estáveis teriam comunidades, geralmente saturadas, e exclusão competitiva tenderia a ser mais intensa entre suas espécies (Case & Gilpin 1974; Case 1990), favorecendo a substituição de uma por outra próxima (muitas vezes do mesmo gênero) e presentes na região. Além disso, o maior padrão de substituição para Anisoptera que

para Zygoptera poderia ser devido ao fato de que representantes da ordem Anisoptera terem maior tamanho corporal, dividirem grosseiramente o ambiente e serem fortes competidores o que aumentaria a dificuldade de co-ocorrência das espécies (MacArthur & Levins 1964). Além disso, os Anisoptera são indivíduos mais robustos com alto poder de dispersão, e capazes de voar entre as clareiras da mata. Por outro lado, os Zygoptera, de menor tamanho corporal, podem dividir melhor o ambiente, reduzindo a importância da competição o que permitiria a co-ocorrência com outras espécies.

Diferença na forma de dividir o ambiente afeta a importância relativa da competição interespecífica e pode explicar o aumento relativo da importância do aninhamento em Anisoptera e diminuição em Zygoptera. Os Zygoptera seriam mais especializados em habitat e por isto, alterações no sistema devem levar à perda de espécies dependentes de características presentes, apenas, em sistemas preservados e sua substituição por espécies não dependentes de características de sistemas alterados. Uma possibilidade importante Silva et al. (2010), é a substituição por espécies que ocorrem em ambientes lênticos e, possivelmente, colonizam poções dos riachos. Espécies de ambientes lênticos tendem a depender de maior incidência solar (De Marco et al. 2005), e a cobertura vegetal desses poções em riachos preservados pode representar uma barreira para colonização. Para muitas espécies de Anisoptera associadas a ambientes lênticos (De Marco & Latini 1998; Carvalho & Nessimian 1998), e menos dependente de locais preservados, o aumento de áreas alteradas pode aumentar locais adequados, sem uma perda conspícua de espécies presentes nos sistemas preservados.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allan JD (1995) Stream Ecology: Structure and Function of Running Water. Chapman & Hall, London

Anderson CR (2009) Do dragonflies migrate across the western Indian Ocean? Journal of Tropical Ecology 25:347-358

Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. Oikos 71:355-366

Anholt BR (1990) Size-biased dispersal prior to breeding in a damselfly. Oecologia (Berlin) 83:385-387

August PV (1983) The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. Ecology 64:1495-1507

Baselga A (2007) Disentangling distance decay of similarity from richness gradients: response to Soininen et al. 2007. Ecography 30:838-841

Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. Global Ecology and Biogeography 19:134-143

Belle J (1996) Higher classification of the South-American Gomphidae (Odonata). Zool. Mededel. 70:298-324

Bornette G, Amoros C, Piegay H, Tachet J, Hein T (1998) Ecological complexity of wetlands within a river landscape. Biological Conservation 85:35-45

Borror DJ (1945) A key to the New World genera of Libellulidae (Odonata). Ann. Entomol. Soc. Amer. 38:168-194

Carvalho AL, Calil ER (2000) Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. Pap. Av. Zool. 41:223-241

Carvalho AL, Nessimian JL (1998) Odonata do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: hábitos e hábitos das larvas. In: Carvalho AL, Nessimian JL (eds) Oecologia Brasiliensis, vol. 5. PPGE-UFRJ, pp 3-28

Case TJ (1990) Invasion resistance arises in strongly interacting species- rich model competition communities. Proceedings of National Academy of Sciences of USA 87:9610-9614

Case TJ, Gilpin ME (1974) Interference competition and niche theory. Proceedings of National Academy of Sciences of USA 71:3073-3077

Chao A, Chazdon RL, Colwell RK, Shen TJ (2005) A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. Ecol Letters 8:148-159

Chust G, Pretus JL, Ducrot D, Bedos A, Deharveng L (2003) Identification of landscape units from an insect perspective. Ecography 26:257-268

Clausnitzer V (2003) Dragonfly communities in coastal habitats of Kenya: indication of biotope quality and the need of conservation measures. Biodiversity and Conservation 12:333-356

Colwell RK . EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. [6.0b1]. 2005.

Conrad KF, Wilson KH, Harvey IV, Thomas CJ, Sherratt TN (1999) Dispersal characteristics of seven odonate species in an agricultural landscape. Ecography 22:524-531

Corbet PS (1999) Dragonflies: behavior and ecology of Odonata. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, NY

Corbet PS, May ML (2008) Fliers and perchers among Odonata: dichotomy or multidimensional continuum? A provisional reappraisal. International Journal of Odonatology 11:155-171

Costa JM (1991) *Macrothemis absimile* spec. nov., a remarkable new species of Libellulidae from Brazil (Anisoptera). Odonatologica 20:233-237

Covich AP, Palmer MA, Crowl TA (1999) The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience* 49:119-127

Cunha SB, Guerra AJT (1996) Geomorfologia: exercícios, técnicas e aplicações. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro

De Marco PJr (1998) The Amazonian Campina dragonfly assemblage: patterns in microhabitat use and behavior in a foraging habitat. *Odonatologica* 27:239-248

De Marco PJr, Latini AO (1998) Estrutura de Guildas e Riqueza em Espécies em uma Comunidade de Larvas de Anisoptera (Odonata). In: Nessimian JL, Carvalho AL (eds) *Oecologia Brasiliensis*, vol. V. PPGE-UFRJ, pp 101-112

De Marco PJr, Latini AO, Resende DC (2005) Thermoregulatory constraints on behavior: patterns in a Neotropical dragonfly assemblage. *Neotrop. Entomol.* 34:155-162

De Marco PJr, Resende DC (2002) Activity patterns and thermoregulation in a tropical dragonfly assemblage. *Odonatologica* 31:129-138

De Marco PJr, Resende DC (2004) Cues for territory choice in two tropical dragonflies. *Neotrop. Entomol.* 33:397-401

De Marco PJr, Vianna DM (2005) Distribuição do esforço de coleta de Odonata no Brasil: subsídios para escolha de áreas prioritárias para levantamentos faunísticos. *Lundiana* 6:13-26

Dijkstra KDB, Lempert J (2003) Odonate assemblages of running waters in the Upper Guinean forest. *Archiv fur Hydrobiologie* 157:397-412

Diniz JAF, de Marco P, Hawkins BA (2010) Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conservation and Diversity* 3:172-179

England LE, Rosemond AD (2004) Small reduction in forest cover weaken terrestrial aquatic linkages in headwater streams. *Freshwater Biology* 721-734

Ferreira-Peruquetti P, De Marco PJr (2002) Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. Revta Bras. Zool. 19:317-327

Garrison RW (1990) A synopsis of the genus *Hetaerina* with descriptions of four new species (Odonata: Calopterigidae). Transactions of American Entomological Society 116:175-259

Garrison RW, Ellenrieder NV, Louton JA (2006) Dragonfly Genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press, Estados Unidos

Gaston KJ, Blackburn TM (2000) Pattern and process in macroecology. Oxford

Hanski I (1999) Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford

Hanski I, Zhang DY (1993) Migration, metapopulation dynamics and fugitive co-existence. Journal of Theoretical Biology 163:491-504

Harrison S, Ross SJ, Lawton JH (1992) Beta diversity on geographic gradients in Britain. J. Anim. Ecol. 61:151-158

Heckman CW (2006) Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata-Anisoptera. Springer Science.

Heckman CW (2008) Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata-Zygoptera. Springer Science.

Heinrich B, Casey TM (1978) Heat transfer in dragonflies: *fliers* and *perchers*. J. Exp. Biol. 74:17-36

Heltshel JF, Forrester NE (1983) Estimating species richness using the jackknife procedure. Biometrics 39:1-11

Hubbell SP (2001) The unified neutral theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton University Press, Princeton and Oxford.

Kinzig RG, Samways MJ (2000) Conserving dragonflies (Odonata) along streams running through commercial forestry. *Odonatologica* 29:195-208

Koleff P, Gaston KJ, Lennon JJ (2003) Measuring beta diversity for presence-absence data. *J. Anim. Ecol.* 72:382

La Ferla B, Taplin J, Ockwell D, Lovett JC (2002) Continental scale patterns of biodiversity: can higher taxa accurately predict African plant distributions? *Bot J Linn Soc* 225-235

Legendre P (1993) Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74:1659-1673

Lencioni FAA (2005) Damselflies of Brazil, an illustrated identification guide: I - The non-Coenagrionidae families. All Print Editora, São Paulo, Brazil

Lencioni FAA (2006) Damselflies of Brazil, an illustrated identification guide: II - Coenagrionidae families. All Print Editora, São Paulo, Brazil

Leonard JW (1977) A revisionary study of the genus *Acanthagrion* (Odonata: Zygoptera). Miscellaneous Publication of the Museum of Zoology of the University of Michigan 153:1-173

Levins R (1968) *Evolution in Changing Environments - some theoretical explorations*. Princeton University Press, Princeton

MacArthur RH, MacArthur JW, Preer J (1962) Prediction of bird census from habitat measurements. In: *On bird species diversity*, vol. 96. *The American Naturalist*, pp 167-174

MacArthur R, Levins R (1964) Competition, habitat selection and character displacement in a patchy environment. *Proceedings of National Academy of Sciences of USA* 51:1207-1210

May ML (1979) Insect thermoregulation. *Annu. Rev. Ent.* 24:313-349

May ML (1991) Thermal adaptations of dragonflies, revisited. *Adv. Odonat.* 5:71-88

Moilanen A, Hanski I (1995) Habitat destruction and coexistence of competitors in a spatially realistic metapopulation model. *J. Anim. Ecol.* 64:141-144

Mumby PJ (2001) Beta and habitat diversity in marine systems: a new approach to measurement, scaling and interpretation. *Oecologia* 128:274-280

Nessimian JL, Venticinque EM, Zuanon J, De Marco PJr, Gordo M, Fidelis L, Batista JD, Juen L (2008) Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614:117-131

Oconnor NA (1991) The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrates in a lowland stream. *Oecologia (Berlin)* 85:504-512

Oertli B (2008) The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In: Cordoba-Aguilar A (ed) *Model organisms for ecological and evolutionary research* Oxford University Press, Oxford, pp 79-95

Pearman PB (2002) The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. *Ecological Monographs* 72:19-39

Pimm SL, Ayres M, Balmford A, Branch G, Brandon K, Brooks T, Bustamante R, Costanza R, Cowling R, Curran LM, Dobson A, Farber S, Fonseca GAB, Gascon C, Kitching R, McNeely J, Lovejoy T, Mittermeier RA, Myers N, Patz JA, Raffle B, Rapport D, Raven P, Roberts C, Rodriguez JP, Rylands AB, Tucker C, Safina C, Samper C, Stiassny MLJ, Supriatna J, Hall DH, Wilcove D (2001) Environment - Can we defy nature's end? *Science* 293:2207-2208

Qian H, Ricklefs RE, White PS (2005) Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecol Letters* 8:15-22

Reichholf J (1973) A migration of *Pantala flavescens* (Fabricius, 1798) along the shore of Santa Catarina, Brazil (Anisoptera: Libellulidae). *Odonatologica* 2:121-124

Remsburg AJ, Olson AC, Samways MJ (2008) Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. *Journal Insect Behaviour* 21:460-468

Resh VH, Brown AV, Covich AP, Gurtz ME, Li HW, Li HW, Reice SR, Sheldon AL, Wallace JB, Issmar RC (1988) The role of disturbance in stream ecology. *Jornal of North American Benthological Society* 7:433-455

Ris F (1930) A revision of the Libelluline genus *Perithemis* (Odonata). University of Michigan Miscellaneous Publications 21:

Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW (1973) Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS (Earth Resources Technology Satellite). In: Third ERTS (Earth Resources Technology Satellite) Symposium, Greenbelt, MD, NASA (National Aeronautics and Space Administration) SP-351 I pp 309-317

Roy AH, Rosemond AD, Paul MJ, Leigh DS, Wallace JB (2003) Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA). *Freshw. Biol.* 48:329-346

Samways MJ, Taylor S (2004) Impacts of invasive alien plants on Red-Listed South African dragonflies (Odonata). *South African Journal of Science* 100:78-80

Samways MJ, Taylor S, Tarboton W (2005) Extinction reprieve following alien removal. *Conserv Biol* 19:1329-1330

Sarkar S, Margules C (2002) Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Biosciences* 27:299-308

Silva DP, de Marco P, Resende DC (2010) Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case study. *Ecol. Indic.* 10:744-752

Soininen J, McDonald R, Hillebrand H (2007) The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography* 30:3-12

Strahler HN (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* 33:913-920

Summerville KS, Crist TO (2001) Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology* 82:1360-1370

Ulrich W, Gotelli NJ (2007) Disentangling community patterns of nestedness and species co-occurrence. *Oikos* 116:2053-2061

Ward JV (1998) Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83:3

Ward L, Mill PJ (2005) Habitat factors influencing the presence of adult *Calopteryx splendens* (Odonata : Zygoptera). Eur. J. Entomol. 102:47-51

Whittaker RH (1972) Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21:213-251

Wilson EO (1988) Biodiversity. National Academy Press, Washington, DC

Zar JH (1999) Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.

Material suplementar. Ocorrência de Odonata adultos coletados em ambientes preservados e alterados em riachos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba, Nova Xavantina-MT, em 2007 e 2008.

Espécies	Locais	
	Preservado	Alterado
Calopterygidae		
<i>Hetaerina auripennis</i> (Burmeister, 1839)	0	3
<i>Hetaerina curvicauda</i> Garrison, 1990	0	9
<i>Hetaerina laesa</i> Hagen in Selys, 1853	0	2
<i>Hetaerina moribunda</i> Hagen in Selys, 1853	5	1
<i>Hetaerina rosea</i> Selys, 1853	48	29
<i>Mnesarete guttifera</i> (Selys, 1873)	20	0
Coenagrionidae		
<i>Acanthagrion apicale</i> Selys, 1876	6	19
<i>Acanthagrion ascendens</i> Calvert, 1909	7	21
<i>Acanthagrion gracile</i> (Rambur, 1842)	11	3
<i>Acanthagrion minutum</i> Leonard, 1977	0	4
<i>Acanthagrion temporale</i> Selys, 1876	1	0
<i>Aeolagrion flammeum</i> (Selys, 1876)	2	3
<i>Argia lilacina</i> Selys, 1865	4	11
<i>Argia mollis</i> Hagen in Selys, 1865	4	0
<i>Argia reclusa</i> Selys, 1865	44	32
<i>Argia smithiana</i> Calvert, 1909	3	0
<i>Argia</i> sp.	2	0
<i>Argia tinctipennis</i> Selys, 1865	134	40
gen. nov. sp. nov.	5	14
<i>Metaleptobasis selysi</i> Santos, 1956	1	2
<i>Oxyagrion chapadense</i> Costa, 1978	3	0
<i>Phoenicagrion</i> sp. nov.	1	6
<i>Telebasis coccínea</i> (Selys, 1876)	0	2
<i>Telebasis racenisi</i> Bick & Bick, 1995	1	0
<i>Telebasis</i> sp. nov.	0	3
<i>Tigriagrion aurantinigrum</i> Calvert, 1909	2	22
Dictyriidae		
<i>Heliocharis amazona</i> Selys, 1853	4	4
Megapodagrionidae		
<i>Heteragrion icterops</i> Selys, 1862	4	0
Polythoridae		
<i>Chalcopteryx rutilans</i> Rambur, 1842	21	0
Protoneuridae		
<i>Epipleoneura metallica</i> Rácenis, 1955	20	3
<i>Epipleoneura venezuelensis</i> Rácenis, 1955	16	10
<i>Epipleoneura westfalli</i> Machado, 1986	13	29
<i>Epipleoneura williamsoni</i> Santos, 1957	2	3
<i>Neoneura denticulata</i> Williamson, 1917	1	0

Continuação... Material suplementar. Ocorrência de Odonata adultos coletados em ambientes preservados e alterados em riachos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba, Nova Xavantina-MT, em 2007 e 2008.

Espécies	Locais	
	Preservado	Alterado
<i>Neoneura lucas</i> Machado, 2002	0	2
<i>Neoneura sylvatica</i> Hagen in Selys, 1886	22	73
<i>Peristicta aeneoviridis</i> Calvert, 1909	3	0
<i>Protoneura tenuis</i> Selys, 1860	12	3
Total de Zygoptera	422	353
Aeshnidae		
<i>Gynacantha gracilis</i> (Burmeister, 1839)	1	0
Libellulidade		
<i>Diastatops intensa</i> Montgomery, 1940	0	8
<i>Diastatops nigra</i> Montgomery, 1940	4	0
<i>Diastatops obscura</i> Fabricius, 1975	0	9
<i>Diastatops pullata</i> (Burmeister, 1839)	2	0
<i>Elasmothermis cannaeoides</i> (Calvert, 1906)	0	2
<i>Elga leptostyla</i> Ris, 1909	2	2
<i>Erythemis vesiculosa</i> (Fabricius, 1775)	0	1
<i>Erythrodiplax basalis</i> (Kirby, 1897)	0	3
<i>Erythrodiplax fusca</i> (Rambur, 1842)	3	11
<i>Erythrodiplax juliana</i> Ris, 1911	0	1
<i>Erythrodiplax latimaculata</i> Ris, 1911	1	0
<i>Erythrodiplax maculosa</i> (Hagen, 1861)	0	2
<i>Erythrodiplax paraguayensis</i> (Forster, 1905)	0	4
<i>Erythrodiplax umbrata</i> (Linnaeus, 1758)	2	3
<i>Micrathyria stawiaarskii</i> Santos, 1953	1	0
<i>Oligoclada xanthopleura</i> Borror, 1931	0	12
<i>Orthemis ambinigra</i> Calvert, 1909	1	1
<i>Orthemis attenuata</i> (Erichson, 1848)	1	1
<i>Orthemis discolor</i> (Burmeister, 1839)	0	1
<i>Perithemis electra</i> Ris, 1930	0	1
<i>Perithemis laís</i> (Perty, 1834)	3	54
<i>Perithemis thais</i> Kirby, 1889	4	7
<i>Rhodopygia geijskesi</i> Belle, 1964	0	1
<i>Uracis imbuta</i> (Burmeister, 1839)	1	0
<i>Uracis ovopositrix</i> Calvert, 1909	0	1
<i>Uracis siemensis</i> Kirby, 1897	1	0
<i>Zenithoptera lanei</i> Santos, 1941	0	1
<i>Zenithoptera viola</i> Ris, 1910	0	6
Total de Anisoptera	27	132
Total de Odonata	449	485

CAPÍTULO 3

Sincronia e estresse ambiental em riachos tropicais: sazonalidade nos parâmetros da comunidade de Odonata

Sincronia e estresse ambiental em riachos tropicais: sazonalidade nos parâmetros da comunidade de Odonata

RESUMO

Sazonalidade e sincronia entre populações são fatores chaves para entender a organização de componentes da comunidade em ambientes variáveis ou sob estresse ambiental. Em Odonata, é esperado que a riqueza de espécies com base nas formas adultas varie entre a estação seca e a chuvosa devido a restrições nos estágios larval e adulto e a respostas diferentes ao estresse ambiental. O objetivo deste estudo foi testar a hipótese de que a sazonalidade afeta o padrão de distribuição e riqueza de Odonata, com as seguintes previsões: 1) A riqueza de espécies de Odonata, com base nas formas adultas deve ser maior na estação chuvosa 2) Para maior variação ambiental, evidência maior de sincronia e efeito sobre Zygoptera e 3) Espécies com maiores abundâncias na estação seca apresentam indivíduos com menor tamanho corporal, devido às restrições ecofisiológicas. Este estudo foi conduzido em 16 locais da bacia do Rio Pindaíba (15°22'28" S; 51°42'09" W), Brasil Central, nas estações seca e chuvosa de cada ano, entre 2005 e 2009. A composição de espécies e abundância foi estimada usando um procedimento de varredura com áreas fixas. Os Zygoptera apresentaram maiores riquezas na estação seca ($49,99 \pm 6,16$) que na estação chuvosa ($24,00 \pm 1,96$). Indivíduos de espécies associadas à estação chuvosa são 10,35 mm maiores que os daquelas associadas com a estação seca. O aumento da variação ambiental decresce a riqueza de espécies de Zygoptera e aumenta a sincronia de populações de Zygoptera. Diferenças na variação sazonal na riqueza e na abundância desse grupo, comparado a estudos na Mata Atlântica, sugere que Odonata em rios de Cerrado foram menos controlados por restrições de temperatura e variação na temperatura da água atuou como um fator de estresse na dinâmica da comunidade desses insetos. A deleção de espécies não adaptadas a condições ambientais severas deve favorecer a sincronização das espécies restantes devido à similaridade ecológica.

Palavras-chave: Sazonalidade, sincronia, riqueza de espécies, Odonata, Cerrado.

INTRODUÇÃO

Apesar dos trópicos serem conhecidos por suportarem uma fauna de insetos impressionantemente diversa, nosso conhecimento de padrão de flutuação de população de insetos é quase que inteiramente baseado em estudos de ecossistemas temperados (Wolda 1978a). Isso pode ser um problema para a compreensão de processos reguladores da biodiversidade em sistemas tropicais já que se espera que o comportamento reprodutivo em adultos e o desenvolvimento larval difiram marcadamente entre regiões temperadas e tropicais (Apodaca & Chapman 2004). Por exemplo, espécies de Odonata de regiões temperadas devem apresentar desenvolvimento mais lento (Corbet 1980) levando a um período larval mais longo do que espécies tropicais (Corbet 1999).

Diferenças de intensidade de flutuação nas populações ou de números de gerações que podem se desenvolver em um ano devem afetar os padrões de interação entre espécies e, consequentemente, os padrões de organização nas comunidades (Purse & Thompson 2002; Braune et al. 2008). Essas diferenças foram utilizadas no passado para explicar, mesmo que parcialmente, as diferenças entre sistemas tropicais e temperados (Wolda 1978b).

Apesar de ser reconhecido que a intensidade de flutuação ambiental atribuível à sazonalidade ser maior em sistemas temperados, a ocorrência de flutuações sazonais na abundância de insetos tropicais tem sido registrada (Wolda 1978a; Wolda 1978b), e por isso não pode ser negligenciada. Pode-se esperar que muitas espécies ocorram ao longo do ano, ou no mínimo através de uma estação favorável (que normalmente é a estação chuvosa), em função de uma maior disponibilidade de recursos. No entanto, os dados existentes, coletados desde a década de 1980, são insuficientes para permitir testes conclusivos de sazonalidade de insetos tropicais (Wolda 1980), sem melhoria recente. Além disso, características bionômicas como tamanho corporal, características de termorregulação e outras, afetam a forma como as diferentes espécies respondem às variações ambientais em diversas escalas (e.g. sazonal vs. diária: Tavares et al. 2008) e são, portanto, essenciais para um modelo preditivo que busque explicar como a sazonalidade afeta comunidades de insetos.

Estudos com larvas de Odonata em poças e lagos de regiões temperadas sugerem dois mecanismos de coexistência, como eixos determinantes na variação sazonal: a partição de nicho (diferença nos padrões de tempo médio de utilização de recursos, entre competidores) e a mudança ecológica (mudança não evolutiva na utilização de recursos em

resposta à competição) (Crowley & Johnson 1982). No entanto, acredita-se que em lagos de ambientes temperados as densidades são maiores e por isso, a competição poderia ser um bom preditor dos padrões observados nas comunidades (Moore 1964). Um argumento comum apresentado é que larvas que se desenvolvem mais rápido por iniciarem seu desenvolvimento antes no tempo (“*early breeders*”) exercem uma pressão grande sobre as que vêm depois, com interações através de predação intra-guilda (Morin 1984; Fincke 1999; Suutari et al. 2004). Ao contrário, em riachos tropicais onde há maior disponibilidade de refúgios, a competição ou predação intra-guilda não seria um mecanismo tão importante. É possível considerar também que, se a competição/predação intra-guilda for um mecanismo importante, deve existir uma força seletiva favorecendo indivíduos maiores (que predam mais que são predados) e/ou de desenvolvimento mais rápido (Wissinger & McGrady 1993; Wissinger 1988). Evidentemente, deve ser difícil atingir os dois ótimos simultaneamente: indivíduos grandes não são, necessariamente, capazes de se desenvolver mais rapidamente. O desenvolvimento mais rápido levaria à existência de um maior número de gerações por ano, uma diminuição da sincronia entre populações e uma diminuição do grau de sazonalidade observada na abundância estimada das espécies que compõe a comunidade. Por outro lado, se o desenvolvimento é fortemente determinado por restrições fisiológicas de tempo de desenvolvimento, com baixas taxas de desenvolvimento, a consequência seria uma maior sincronia entre populações e uma maior sazonalidade.

Estudos em sistemas lóticos tropicais (Nessimian et al. 1998) mostraram que esses podem apresentar diferentes níveis de sazonalidade expressos por diferenças de pluviosidade, velocidade da correnteza e pulso de inundação que podem determinar processos no nível do ecossistema. Todos esses fatores poderiam afetar a sazonalidade na abundância das espécies por modificar as condições ambientais existentes nesses sistemas. Em Odonata, uma condição importante que afeta o comportamento (De Marco & Resende 2002) e a dinâmica de suas populações (De Marco et al. 2005; De Marco & Peixoto 2004) é a temperatura ambiente. Além dos efeitos individuais e de curta duração da temperatura sobre o comportamento de Odonata, efeitos em maior escala devem ser importantes determinando a estrutura dessas comunidades (Crowley & Johnson 1982). A duração das atividades diárias, bem como a distribuição de abundância durante o dia, deve depender das características de história de vida dessas espécies. Algumas características como tempo de desenvolvimento dos ovos e do imaturo, longevidade do adulto, sincronização entre machos e fêmeas, e o número de gerações por ano (voltinismo), estão entre aquelas que determinam a história de vida em Odonata

(Wissinger 1988; Caceres 1998; Butler 1984) e que devem ser resultado da história evolutiva diferenciada de diferentes clados dentro do grupo.

Apesar de não termos dados suficientes para inferir sazonalidade, alguns estudos demonstram que algumas espécies de Odonata da região Neotropical apresentam um padrão sazonal claro com o desenvolvimento das larvas no período de seca e maior abundância de adultos na estação chuvosa (Bede et al. 2000; Corbet 1981; Garrison & Gonzalez-Soriano 1988; Hamilton & Montgomerie 1989; De Marco & Furieri 2000; De Marco & Peixoto 2004). Muitas espécies, por causa de seu padrão de distribuição sazonal, podem ser classificadas como tendo adultos ativos no início da estação chuvosa e início da estação seca, e os dados de campo sobre o desenvolvimento larval sugerem uma alta frequência de comportamento univoltino.

Um modelo conceitual simplificado do desenvolvimento de larvas/adultos de Odonata em sistemas tropicais, fundamenta nossa hipótese (Figura 1), baseado no fato de que o ciclo de vida dos Odonata univoltinos tenha oviposição, emergência e fase adulta nos meses de chuva. O tempo de desenvolvimento das larvas seria mais longo e acorreria na estação seca, quando as temperaturas são mais baixas. A mortalidade de larvas seria menor no estágio inicial devido a maior disponibilidade de alimento nas épocas quentes. Por outro lado, a mortalidade de larvas maiores seria maior devido ao frio durante os meses de maio a julho, nos últimos estádios. No entanto, esse modelo é resultado de conhecimento limitado em termos de número de espécies estudadas e, praticamente, limitado ao bioma da Mata Atlântica. O que ele pode, no entanto revelar é que, mesmo que a temperatura não impeça o desenvolvimento de larvas em determinadas épocas do ano como em áreas tropicais (Corbet 1980), ela pode afetar de outras formas o padrão dessas comunidades, como a mortalidade de larvas e o sucesso reprodutivo de adultos.

Emergência												
Adulto												
Desenvolvimento Larval												
Oviposição												
Mês	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D

Figura 1. Modelo conceitual do desenvolvimento de larvas/adultos de Odonata em sistemas tropicais.

O objetivo deste trabalho foi testar a hipótese de que a sazonalidade causa efeito na distribuição e no padrão de riqueza em Odonata no Cerrado. Nossas principais predições são:

1. Haverá maior riqueza de adultos na estação chuvosa; devido às restrições explicadas no modelo conceitual.

2. A variação nos parâmetros físico-químicos do ambiente deve afetar a dinâmica de sincronia das espécies. Quanto maior a variação, maior a evidência de sincronia das espécies. Esse padrão deve ser mais claro entre os Zygoptera uma vez que esses são mais sensíveis a variações nas condições ambientais.

3. Espécies que mostrarem maior abundância na estação seca apresentariam tamanho corporal menor. O argumento aqui é que com menor disponibilidade de alimento na estação seca, apenas espécies com requerimentos energéticos menores poderiam se desenvolver até o último estágio larval.

MATERIAL E MÉTODOS

Locais estudados

O estudo foi desenvolvido em 16 pontos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba (coordenadas 15° 22' 28" Sul e 51° 42' 09" Oeste), municípios de Nova Xavantina e Barra do Garças, Mato Grosso. Todos os pontos correspondem a áreas preservadas: córregos da Mata (1ª a 4ª ordens), Cachoeirinha (1ª a 4ª ordens), Papagaio (1ª a 4ª ordens), Taquaral (1ª a 4ª ordens), (Fig. 2). A ordem dos riachos foi baseada na classificação de (Strahler 1957).

O clima da região é do tipo Aw segundo a classificação de Köppen (Vianello & Alves 2000), predominantemente do tipo tropical com duas estações bem definidas, sendo um período seco e um período chuvoso. A precipitação média anual nos últimos treze anos é de 1.536mm, com médias de temperaturas em torno de 25,5°C, sendo julho o mês mais frio e setembro o mais quente, segundo dados da estação meteorológica de Nova Xavantina.

Amostragem, coleta e identificação do material biológico

Duas coletas foram realizadas por ano em cada ponto, uma no período de chuva (janeiro/fevereiro) e outra no de seca (julho/agosto/setembro). Em 2005 (chuva: jan./fev. e seca: jul./agosto), em 2007 (seca: setembro), em 2008 (chuva: janeiro e seca: julho) e 2009 (chuva: janeiro).

O trabalho de campo foi feito através de varredura com áreas fixas (De Marco 1998). Os Odonata foram coletados em 100 metros do corpo d'água, divididos em 20 segmentos de cinco metros. Os espécimes foram acondicionados em envelopes entomológicos no campo, mergulhados em acetona P.A. por 24h, secos ao ar livre e postos em envelopes plásticos sobre papel cartão. As coletas foram feitas em temperaturas de no mínimo 19°C e céu claro, preferencialmente entre 10 e 14 horas, período de maior atividade desses insetos (De Marco & Resende 2002).

Os espécimes foram identificados com chaves especializadas e descrições de espécies (Carvalho & Calil 2000; Costa 1991; Belle 1996; Garrison 1990; Leonard 1977; Borror 1945; Ris 1930; Garrison et al. 2006; Heckman 2008; Heckman 2006; Lencioni 2005; Lencioni 2006) e comparação com espécimes da coleção dos laboratórios de Entomologia do Campus Universitário de Nova Xavantina (UNEMAT-MT) e Ecologia Teórica e Síntese (LETS/UFG) e, quando necessário, enviados aos especialistas de cada grupo. O material coletado será depositado na Coleção Zoobotânica James A. Ratter, Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina - MT.

Parâmetros físico, físico-químicos e químicos

As temperaturas da água e do ar (na sombra) foram medidas com termômetro digital (Multidigital ®). Os dados de pH, turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), potencial de óxido-redução (ORP), sólidos totais dissolvidos na água (STD), foram mensurados com uma sonda multi-parâmetro portátil (Horiba). Amostras de água foram recolhidas para análise de fosfato, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal com o espectrofotômetro portátil (Hach) e a dureza total, cálcio e magnésio pelo método titulométrico com EDTA a 0,0002 M.

As medidas de largura e profundidade dos córregos (cm) nos pontos amostrados, foram obtidas com utilização de uma trena a laser Mono Yulie e a velocidade da água com correntômetro Geopacks MJP.

Dados de vazão foram obtidos usando a relação: $Q = A \times V$, que representa a relação entre área (A) da seção transversal do canal (largura x profundidade média) e a velocidade da corrente (v), sendo expressa como $Q = L \times P \times V$, onde Q é a vazão, L é a largura média, P é a profundidade média e V é a velocidade média (Cunha & Guerra 1996).

ANÁLISE DE DADOS

A riqueza de espécies de Zygoptera e de Anisoptera foi estimada por cada estação do ano utilizando os segmentos como amostra e aplicando o procedimento Jackknife (Colwell & Coddington 1994).

Análise de Correspondência Destendenciada (DCA), baseada na abundância das espécies foi feita para determinar se as unidades amostrais foram separadas em relação à composição de espécies na época seca e na chuvosa. Os dados foram logaritimizados para que as espécies tivessem pesos iguais na análise (Hill & Gauch 1980). Outra avaliação dessa hipótese foi feita usando ANOSIM (Análise de Similaridade) (Clarke 1993), considerando as duas estações. A análise foi baseada em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis. A ANOSIM faz parte de um grupo de análises para testar se há diferenças em estruturas multivariadas de grupos estabelecidos a priori. A ANOSIM foi realizada utilizando o programa R, versão 2.10.1

Para determinar a ocorrência de espécies indicadoras de seca e chuva, seguiu-se o método Indval (Indicator Species Analysis), descrito por Dufrene & Legendre (1997). O cálculo desse índice é dado pela estimativa da especificidade (a espécie é específica quando ocorre somente em um determinado grupo ou condições ambientais) e fidelidade (a espécie é fiel quando ocorre em todas as amostras onde ocorre aquele grupo) das espécies em relação aos grupos considerados (grupo da estação seca e grupo da estação chuvosa).

Para testar se houve diferença no tamanho corporal das espécies que mostraram associação com a estação de seca ou de chuva, foi utilizado um Teste t para amostras independentes (Zar 1999).

O Índice de Compensação da Variância ou sincronismo foi baseado na relação entre a variância total da comunidade que é a variância da soma das várias abundâncias de várias populações e a soma de variância de populações individuais (Frost et al. 1995; Fischer et al. 2001b), para cada grupo de agregados de espécies (B_c), a variância é uma função da variação de cada espécie (B_i) e da covariância entre espécies (Box et al. 1978).

$$\text{var}(B_c) = \text{var}\left(\sum_{i=1}^S (B_i)\right) = \sum_{i=1}^S \text{var}(B_i) + 2\left(\sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^{i-1} \text{cov}(B_i, B_j)\right)$$

onde, B_i é a abundância da espécie i , B_c é a abundância total, S é o número de espécies, var é a variância e cov é a covariância. Assim, a variância temporal foi particionada nos componentes soma das variâncias específicas e covariâncias somadas. O componente soma de variâncias específicas reflete a variabilidade individual das espécies e o componente covariância mensura a variabilidade conjunta e foi a medida utilizada para estimar o sincronismo.

Para estimar o predomínio de processos sincrônicos ou assíncrônicos nas comunidades foi utilizada a Razão de Variância:

$$VR = \frac{\text{var}\left(\sum_{i=1}^N (B_i)\right)}{\sum_{i=1}^N \text{var}(B_i)}$$

A Razão de variância (RV) menor que um resulta quando a soma das covariâncias entre as espécies é negativa, indicando que a dinâmica das espécies é assincrônica. Ao contrário, RV maior que um ocorre quando a soma das covariâncias entre as espécies é positiva, e indica sincronia entre as espécies. A VR igual a 1 é a hipótese nula e indica que a soma das covariâncias é zero. Isso indica que as flutuações das espécies são estatisticamente independentes, ou porque o VR é uma medida combinada, quando covariâncias positivas e negativas entre os subgrupos da espécie se anulam mutuamente (Frost et al. 1995; Fischer et al. 2001b).

A relação entre a riqueza de espécies, razão da variância e a variação (entre seca e chuva) nos parâmetros físicos, físico-químicos e químicos do ambiente foi testada usando regressão linear simples (Zar 1999). A variação das medidas dos parâmetros físico-químicos foi obtida pela diferença da média desses parâmetros em relação ao período de seca e chuva.

A relação entre as diversas variáveis (riqueza em espécies de Zygoptera, Odonata, Anisoptera, razão da variância de Zygoptera, razão da variância de Odonata, razão da variância de Anisoptera), foi testada em relação aos parâmetros físicos, físico-químicos e químicos (variação da temperatura da água, da temperatura do ar, do Potencial de Oxido redução, de concentração de cálcio, de fósforo e de nitrato) usando técnicas de regressão linear múltipla (Zar 1999). Para diminuir o número de parâmetros a ser analisados, foi feito anteriormente uma análise de correlação e daquelas correlacionadas foi utilizada apenas uma.

RESULTADOS

Aspectos gerais da comunidade

Um total de 1689 espécimes foram coletados sendo 884 no período de chuva e 805 na seca, distribuídos em nove famílias de Zygoptera, Coenagrionidae (n=864), Calopterygidae (n=304), Protoneuridae (n=267), Dictyodoridae (n=37), Polythoridae (77), Megapodagrionidae (n=7), Perilestidae (n=3), e três famílias de Anisoptera, Libellulidae (n=129), Aeshnidae (n=1), Gomphidae (n=1), de 76 espécies (Tabela 1). Coenagrionidae, Calopterygidae e Protoneuridae representaram 98,52% dos Zygoptera amostrados. Foram coletados 1558 espécimes da subordem Zygoptera e 131 de Anisoptera. Os Zygoptera apresentaram maior abundância no período chuvoso (n=826) que na seca (n=732). Por outro lado, os Anisoptera foram mais abundantes na época seca (n=73) que na chuva (n=58). A riqueza de espécies pode ser considerada altíssima por representar cerca de 10,49% da riqueza total de espécies de Odonata do Brasil.

Tabela 1. Abundância média e desvio padrão de adultos de Odonata, coletados nas estações seca e chuvosa, em riachos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba, Nova Xavantina, Mato Grosso, de 2005 a 2009.

Taxons	Seca		Chuva	
	Média	Desvio	Média	Desvio
Calopterygidae				
<i>Hetaerina amazônica</i> Sjostedt, 1918	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Hetaerina auripennis</i> (Burmeister, 1839)	0,188	0,842	0,125	0,444
<i>Hetaerina curvicauda</i> Garrison, 1990	0,104	0,371	0,000	0,000
<i>Hetaerina laesa</i> Hagen in Selys, 1853	0,042	0,202	0,000	0,000
<i>Hetaerina moribunda</i> Hagen in Selys, 1853	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Hetaerina rosea</i> Selys, 1853	2,208	3,128	2,583	3,017
<i>Mnesarete cupraea</i> (Selys, 1853)	0,042	0,202	0,000	0,000
<i>Mnesarete guttifera</i> (Selys, 1873)	0,604	1,987	0,396	1,698
Coenagrionidae				
<i>Acanthagrion apicale</i> Selys, 1876	0,813	1,468	0,063	0,320
<i>Acanthagrion ascendens</i> Calvert, 1909	0,521	1,584	0,188	0,734
<i>Acanthagrion gracile</i> (Rambur, 1842)	0,646	1,962	0,000	0,000
<i>Acanthagrion temporale</i> Selys, 1876	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Aeolagrion flammeum</i> (Selys, 1876)	0,063	0,245	0,000	0,000
<i>Argia eliptica</i> Selys, 1865	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Argia lilacina</i> Selys, 1865	0,083	0,577	0,000	0,000
<i>Argia mollis</i> Hagen in Selys, 1865	0,104	0,371	0,188	0,532
<i>Argia oculata</i> Hagen in Selys, 1865	0,000	0,000	0,083	0,347
<i>Argia reclusa</i> Selys, 1865	2,625	3,220	1,979	4,003
<i>Argia smithiana</i> Calvert, 1909	0,063	0,433	0,000	0,000
<i>Argia</i> sp.1	0,000	0,000	0,083	0,347
<i>Argia</i> sp.nov.	0,042	0,202	0,083	0,454
<i>Argia tinctipennis</i> Selys, 1865	4,354	5,068	5,083	4,712
gen.nov.sp.nov.	0,104	0,515	0,000	0,000
<i>Metaleptobasis selysi</i> Santos, 1956	0,063	0,320	0,000	0,000
<i>Oxyagrion chapadense</i> Costa, 1978	0,188	0,532	0,125	0,606
<i>Phoenicagrion</i> sp. nov.	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Telebasis racenisi</i> Bick & Bick, 1995	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Telebasis</i> sp.nov.	0,063	0,433	0,000	0,000
<i>Tigriagrion aurantinigrum</i> Calvert, 1909	0,229	0,515	0,083	0,279
Dictyodidae				
<i>Heliocharis amazona</i> Selys, 1853	0,146	0,412	0,625	0,890
Megapodagrionidae				
<i>Heteragrion icterops</i> Selys, 1862	0,021	0,144	0,104	0,592
Perilestidae				
<i>Perilestes solutus</i> Williamson & Williamson, 1924	0,063	0,320	0,000	0,000
Polythoridae				
<i>Chalcopteryx rutilans</i> Rambur, 1842	0,271	1,067	1,333	4,600
Protoneuridae				
<i>Epipleoneura metallica</i> Rácenis, 1955	0,042	0,289	1,021	2,159
<i>Epipleoneura</i> sp.3	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Epipleoneura venezuelensis</i> Rácenis, 1955	0,104	0,425	0,854	1,822

Continuação...Tabela 1. Abundância média e desvio padrão de adultos de Odonata, coletados nas estações seca e chuvosa, em riachos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba, Nova Xavantina, Mato Grosso, de 2005 a 2009.

Taxons	Seca		Chuva	
	Média	Desvio	Média	Desvio
<i>Epipleoneura westfalli</i> Machado, 1986	0,146	0,505	1,208	3,358
<i>Epipleoneura williamsoni</i> Santos, 1957	0,063	0,320	0,000	0,000
<i>Neoneura denticulata</i> Williamson, 1917	0,021	0,144	0,042	0,289
<i>Neoneura sylvatica</i> Hagen in Selys, 1886	0,583	1,285	0,833	1,389
<i>Peristicta aeneoviridis</i> Calvert, 1909	0,063	0,320	0,021	0,144
<i>Protoneura tenuis</i> Selys, 1860	0,313	1,490	0,104	0,371
Aeshnidae				
<i>Gynacantha gracilis</i> (Burmeister, 1839)	0,000	0,000	0,021	0,144
Gomphidae				
<i>Melanocacus mungo</i> (Needham, 1940)	0,000	0,000	0,021	0,144
Libellulidae				
<i>Dasythemis esmeralda</i> Ris, 1910	0,000	0,000	0,021	0,144
<i>Diastatops intensa</i> Montgomery, 1940	0,063	0,245	0,000	0,000
<i>Diastatops nigra</i> Montgomery, 1940	0,083	0,577	0,000	0,000
<i>Diastatops obscura</i> Fabricius, 1975	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Diastatops pullata</i> (Burmeister, 1839)	0,042	0,289	0,000	0,000
<i>Dythemis multipunctata</i> Kirby, 1894	0,042	0,202	0,125	0,489
<i>Elasmothermis cannaeoides</i> (Calvert, 1906)	0,021	0,144	0,146	0,505
<i>Elga leptostyla</i> Ris, 1909	0,083	0,347	0,063	0,320
<i>Erythemis vesiculosa</i> (Fabricius, 1775)	0,021	0,144	0,063	0,320
<i>Erythrodiplax basalis</i> (Kirby, 1897)	0,063	0,320	0,000	0,000
<i>Erythrodiplax fusca</i> (Rambur, 1842)	0,188	0,491	0,000	0,000
<i>Erythrodiplax latimaculata</i> Ris, 1911	0,000	0,000	0,021	0,144
<i>Erythrodiplax umbrata</i> (Linnaeus, 1758)	0,021	0,144	0,063	0,245
<i>Erythrodiplax unimaculata</i> (De Geer, 1773)	0,000	0,000	0,021	0,144
<i>Macrothemis absimilis</i> Costa 1991	0,000	0,000	0,021	0,144
<i>Macrothemis inequilinguis</i> Calvert, 1895	0,000	0,000	0,021	0,144
<i>Micrathyria ocelata</i> Calvert, 1909	0,000	0,000	0,021	0,144
<i>Micrathyria stawarskii</i> Santos, 1953	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Mycrathyria</i> sp.1	0,000	0,000	0,125	0,733
<i>Oligoclada abbreviata</i> (Rambur, 1842)	0,000	0,000	0,021	0,144
<i>Oligoclada walkeri</i> Geijskes, 1931	0,042	0,202	0,000	0,000
<i>Orthemis ambinigra</i> Calvert, 1909	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Orthemis ambirufa</i> Calvert, 1909	0,000	0,000	0,042	0,202
<i>Orthemis attenuata</i> (Erichson, 1848)	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Orthemis cultriformis</i> Calvert, 1899	0,000	0,000	0,021	0,144
<i>Perithemis laís</i> (Perty, 1834)	0,792	1,845	0,021	0,144
<i>Perithemis thais</i> Kirby, 1889	0,000	0,000	0,250	1,158
<i>Rhodopygia cardinalis</i> (Erichson, 1848)	0,000	0,000	0,042	0,289
<i>Tramea minuta</i> De Marmels & Racenis, 1982	0,000	0,000	0,021	0,144
<i>Uracis imbuta</i> (Burmeister, 1839)	0,042	0,202	0,021	0,144
<i>Uracis ovopositrix</i> Calvert, 1909	0,021	0,144	0,000	0,000
<i>Uracis siemensis</i> Kirby, 1897	0,042	0,202	0,021	0,144

Riqueza de espécies por estação do ano

A riqueza total de Odonata foi maior na estação seca ($78,98 \pm 8,67$; riqueza estimada + intervalo de confiança) e menor na chuva ($60,98 \pm 7,53$). Quando a análise foi feita separando as subordens, a subordem Zygoptera também apresentou maior riqueza na seca ($49,99 \pm 6,16$) e menor riqueza na chuva ($24 \pm 1,96$) (Figura 3A). Ao contrário, os Anisoptera não mostram um padrão claro de diferença na riqueza na chuva ($36,99 \pm 7,28$) e na seca ($28,99 \pm 6,16$) (Figura 3B).

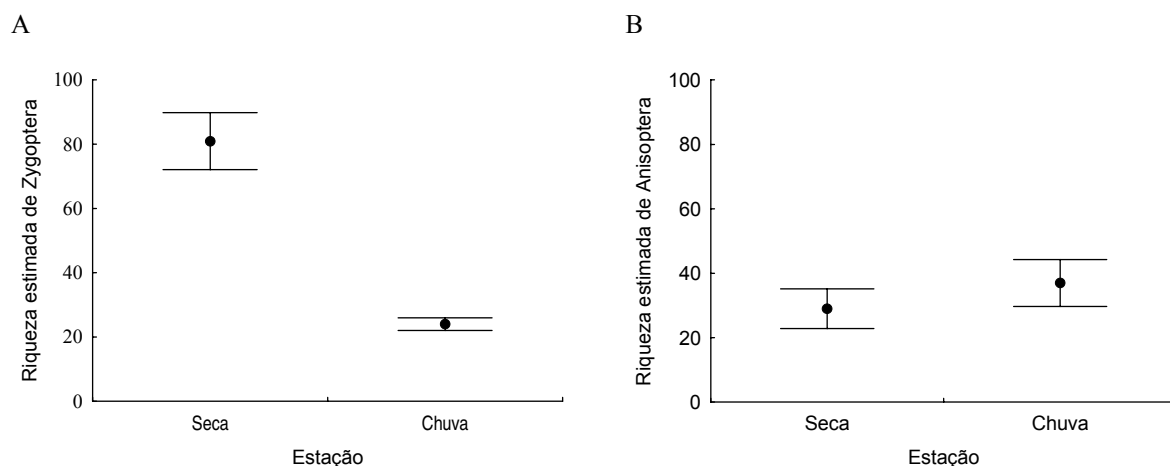


Figura 3. Riqueza de espécies de Zygoptera (A) e Anisoptera (B) com base em adultos coletados nas estações seca e chuvosa em riachos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba, Mato Grosso, de 2005 a 2009 (as barras representam intervalo de confiança de 95%).

Além das diferenças significativas observadas, é importante notar que existem diferenças na variação da riqueza entre os pontos, nas amostragens do período de seca e do período chuvoso (Figura 3A). No caso de Zygoptera, a riqueza variou muito pouco (3,92) entre pontos amostrados na época chuvosa comparada à época seca (12,32). Para os Anisoptera essa variação foi maior e quase igual entre épocas (12,32, seca e 14,56, chuva) (Figura 3B).

A análise feita das famílias mais abundantes de Zygoptera, também mostrou maior riqueza na estação seca para Coenagrionidae (seca: $23 \pm 3,90$ e chuva: 10 ± 0) (Figura 4A), Calopterygidae (seca: $11 \pm 2,76$ e chuva: 4 ± 0) (Figura 4B), e Protoneuridae (seca: $12 \pm 3,39$ e chuva: $8 \pm 1,96$) (Figura 4C). No entanto, Protoneuridae apresentou maior variação no período de chuva. Ao contrário, a família mais abundante de Anisoptera, Libellulidae não mostra diferença de riqueza na seca: $28,79 \pm 8,89$ ou chuva $33,73 \pm 8,32$ (Figura 4D).

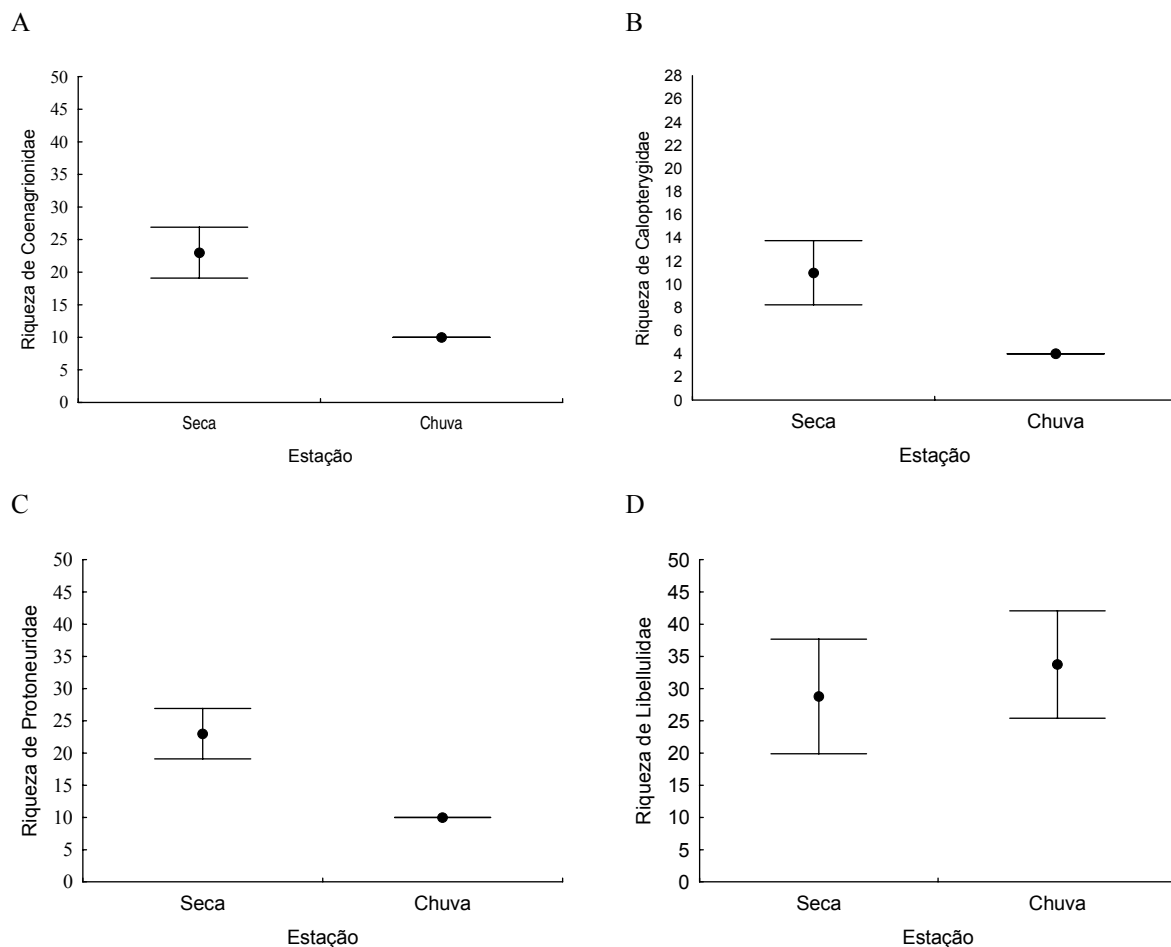


Figura 4. Riqueza estimada de Coenagrionidae (A) Calopterygidae (B) Protoneuridae (C) e Libellulidae (D) com base em adultos coletados nas estações seca e chuvosa em riachos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba, Mato Grosso, de 2005 a 2009. (as barras representam intervalo de confiança de 95%).

Composição de espécies

O ANOSIM detectou diferenças na composição da comunidade de Odonata entre as estações ($R=0,077$ e $p=0,002$ para 1000 permutações) e Zygoptera ($R=0,068$ e $p=0,001$ para 1000 permutações) separadamente. Anisoptera não foi analisado em separado devido ao pequeno tamanho amostral. De acordo com a DCA as unidades amostradas na seca apresentaram maiores escores no eixo 1 para a análise de Odonata (Figura 5). Nesse mesmo eixo, as espécies com maior peso foram *E. williamsoni*, *D. nigra*, *A. lilacina*, *C. rutilans* e *M. guttifera*. Por outro lado, as espécies com maiores escores no eixo dois são provavelmente

mais associadas com amostras do período de chuva. Essas espécies foram, *Telebasis* sp.nov., *U. imbuta*, *A. smithiana*, *P. tenuis* e *A. mollis*.

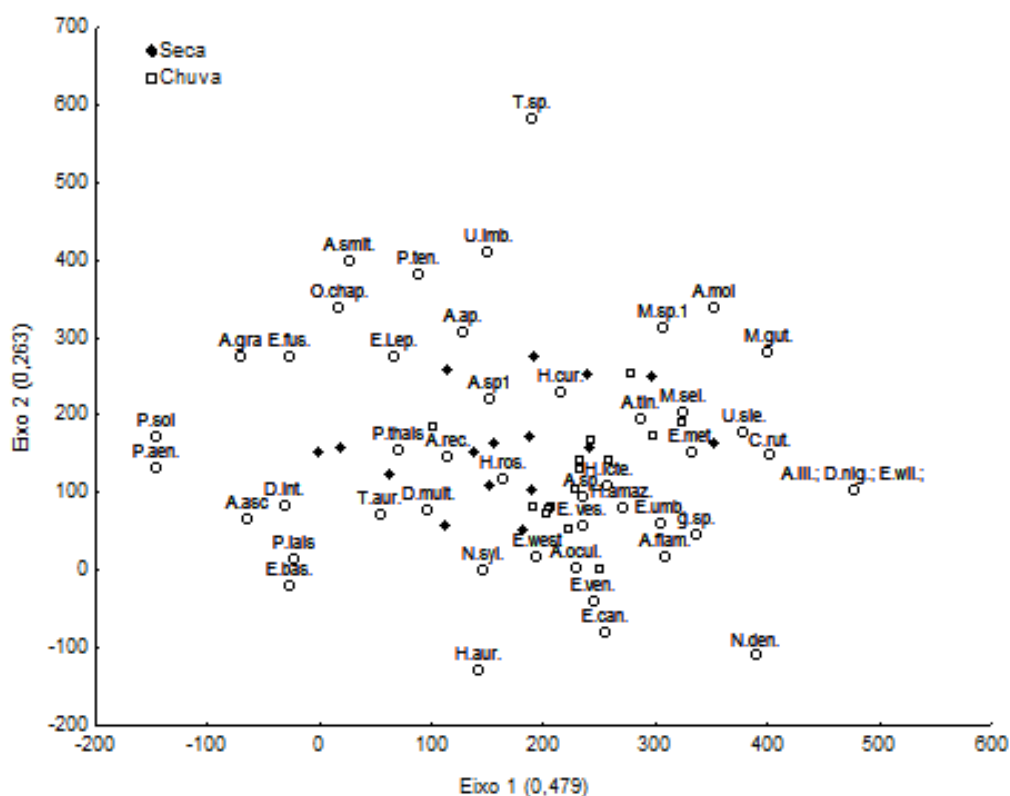


Figura 5. Diagrama de ordenação da Análise de Correspondência Destendenciada (DCA), mostrando similaridade da composição de espécies Odonata, ordenada com base nas estações seca e de chuva.

Diferença no tamanho corporal em espécies associadas à chuva/seca

Acanthagrion apicale Selys, 1876, *Perithemis lais* (Perty, 1834), *Acanthagrion gracile* (Rambur, 1842), *Erythrodiplax fusca* (Rambur, 1842), foram às espécies que mostraram associação com a estação seca, enquanto que *Heliocharis amazona* Selys, 1853, *Epipleoneura metallica* Rácenis, 1955, *Epipleoneura westfalli* Machado, 1986 e *Epipleoneura venezuelensis* Rácenis, 1955, tiveram preferência pela estação chuvosa (Tabela 2).

Tabela 2. Espécies associadas à estação seca ou chuvosa ($p < 0,05$; significância obtida pelo método de Monte Carlo, 1000 permutações). VI (valor indicador), TM (tamanho médio)

Espécies	VI	Média	Desvio Padrão	p	Indicação	TM_abdome
<i>Heliocharis amazona</i>	30,4	16,5	3,27	0,003	chuva	33,15
<i>Epipleoneura metallica</i>	30,0	12,1	3,16	$< 0,001$	chuva	27,78
<i>Acanthagrion apicale</i>	29,0	12,6	3,05	$< 0,001$	seca	24,98
<i>Epipleoneura westfalli</i>	24,2	13,8	3,60	0,012	chuva	26,09
<i>Epipleoneura venezuelensis</i>	24,1	12,0	3,05	0,003	chuva	26,99
<i>Perithemis lais</i>	22,3	9,7	2,89	0,002	seca	9,89
<i>Acanthagrion gracile</i>	16,7	7,2	2,52	0,006	seca	22,06
<i>Erythrodiplax fusca</i>	14,6	6,3	2,22	0,012	seca	15,97

O tamanho médio do abdome das espécies diferiu entre as estações ($t = 2,771$; $gl = 6$; $p = 0,032$). As espécies associadas à chuva *H. amazona* Selys, 1853, *E. metallica* Rácenis, 1955, *E. westfalli* Machado, 1986, *E. venezuelensis* Rácenis, 1955, são 10,35mm maiores que aquelas associadas a seca.

O Teste t mostrou diferença na largura do tórax ($t = 3,07$; $gl = 39$; $p < 0,01$) e comprimento da asa ($t = 2,69$; $gl = 39$; $p = 0,03$) para as espécies que ocorreram apenas na seca ou na chuva. No entanto, não mostrou diferença no tamanho do abdome ($t = -0,21$; $gl = 39$; $p = 0,83$).

Índice de sincronia

Poucas comunidades de Odonata apresentaram valores de índice de sincronia superiores a 1.0 (Figura 6A e 6B) mostrando poucos locais com algum nível de sincronismo entre as populações das espécies presentes. No total, oito (50%) comunidades apresentaram valores menores ou igual a 1 quando considerada toda a comunidade e nove (56,2%) considerando apenas os Zygoptera. Esse padrão é ainda mais claro para a subordem Anisoptera, com 11 (68,7%) comunidades mostrando valores menores ou igual a 1 (Figura 6C).

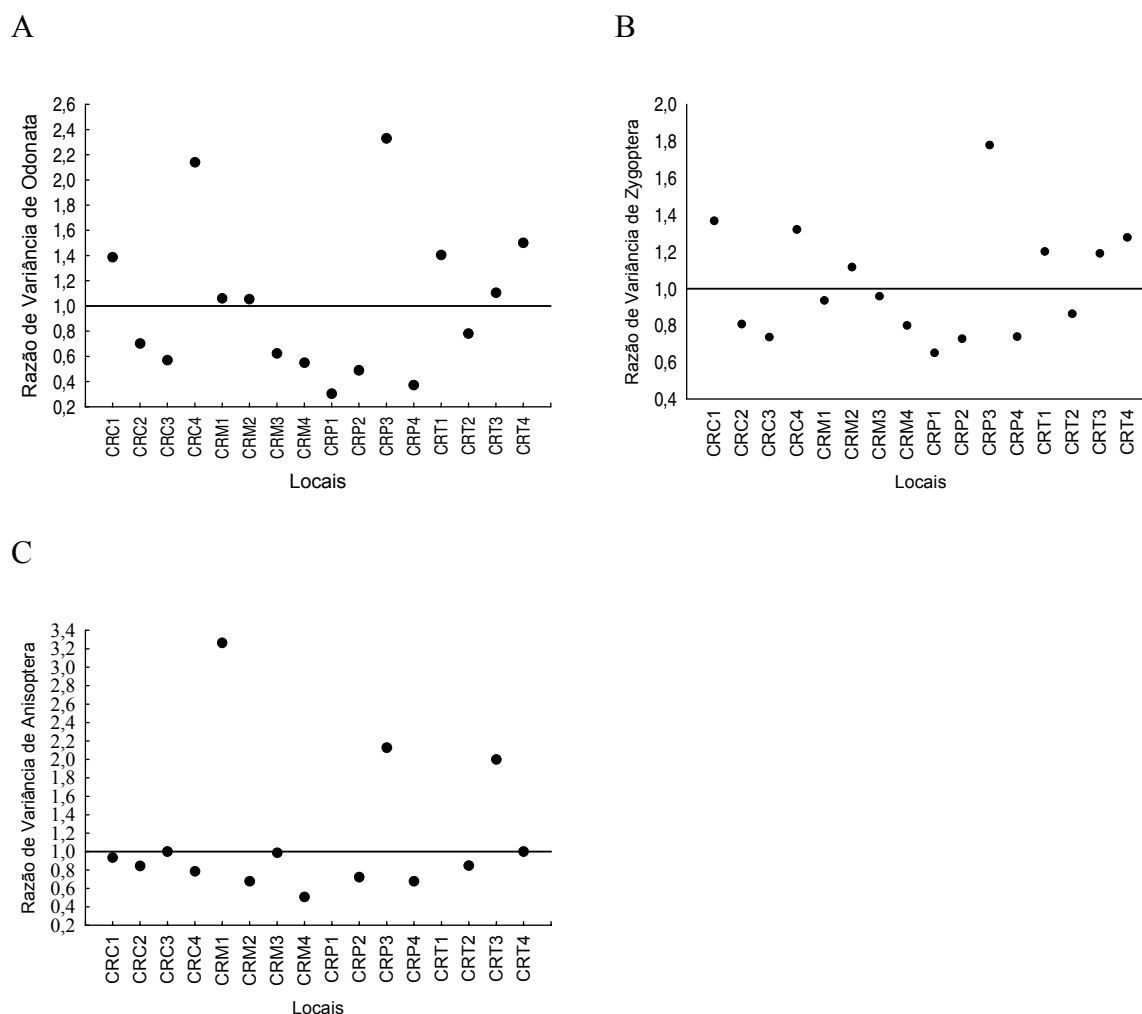


Figura 6. Razão de variância para Odonata (A), Zygoptera (B) e Anisoptera (C), em 16 locais da bacia do Rio Pindaíba, Mato Grosso, nos córregos Cachoeirinha (CRC), da Mata (CRM), Papagaio (CRP) e Taquaral (CRT). Os números correspondem às ordens dos riachos.

Apenas dois locais, o CRT3 e CRP3, mostraram sincronia para as duas subordens, Zygoptera e Anisoptera com valores superiores a 1,2.

Variação na temperatura da água e sazonalidade

A variação (diferença entre as épocas de seca e chuva) dos parâmetros físicos, físico-químicos e químicos poderia explicar a variação na riqueza de espécies entre as estações amostradas, e por isso, foi utilizada em análise de regressão múltipla (Tabela 3).

Tabela 3. Análise da regressão múltipla das medidas da comunidade em relação aos parâmetros físicos, físico-químicos e químicos, onde, VT_água - variação da temperatura da água, VT_ar - variação da temperatura do ar (ORP), variação potencial de oxi- redução, V_Ca - variação de cálcio V_fos. - variação de fósforo e V_nitra - variação de nitrato e VR - razão da variância (*) refere-se ao valor de $p < 0,05$

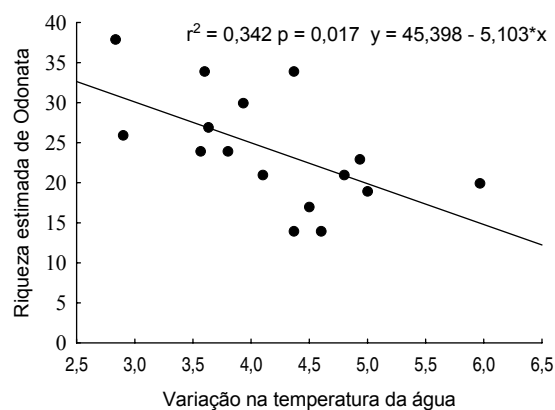
	VT_água	VT_ar	V_ORP	V_Ca	V_fos	V_nitra	R ²
Riqueza de Odonata	-6,021*	0,482	0,095	-0,002	-0,647	-1,569	0,475
Riqueza de Zygoptera	-4,630*	0,494	0,039	-0,024	3,879	-0,242	0,548
Riqueza de Anisoptera	-1,538	0,307	0,020	-0,030	-8,454	-1,882	0,597
VR_Odonata	-0,135	0,135	0,010	-0,028	-0,818	-0,110	0,435
VR_Zygoptera	0,006	0,077	0,005	-0,010	-0,091	-0,036	0,421
VR_Anisoptera	-0,627	0,175	0,007	-0,008	-0,450	-0,457	0,425

As relações não explicadas pelo acaso se referem ao efeito da variação da temperatura da água sobre a riqueza estimada de Odonata ($r^2=0,342$; $p=0,017$) (Figura 7A), e na de Zygoptera ($r^2=0,484$; $p=0,002$) (Figura 7B), e a razão da variância para Zygoptera ($r^2=0,266$; $p=0,040$) (Figura 7C). A riqueza estimada de Anisoptera ($r^2=0,040$; $p=0,453$) e a razão de variância de Anisoptera ($r^2=0,001$; $p=0,893$) não apresentaram relações significativas.

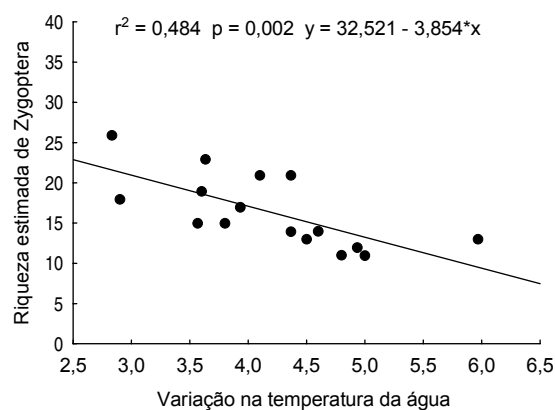
Diferenças de variação na temperatura da água entre seca e chuva não foram explicadas por aquelas da estrutura física do riacho como efeito da largura do riacho: $r^2=0,003$; $p=0,833$ e efeito da profundidade: $r^2=0,020$; $p=0,594$.

O aumento da variação da temperatura da água entre estações diminuiu a riqueza de Odonata (Figura 7A) e de Zygoptera (Figura 7B) e aumentou a sincronia nas populações de Zygoptera (Figura 7C). Esses resultados podem sugerir que as diferenças de temperatura refletem um estresse ambiental capaz de excluir algumas espécies e sincronizar as populações. O fato de que outras características ambientais, exceto a temperatura da água, não tenham apresentado efeito sobre essas comunidades sugere que o efeito está circunscrito a um mecanismo ecofisiológico, provavelmente ligado à velocidade de desenvolvimento dessas larvas no ambiente. Por outro lado, o aumento da riqueza de Zygoptera diminui o sincronismo (7D).

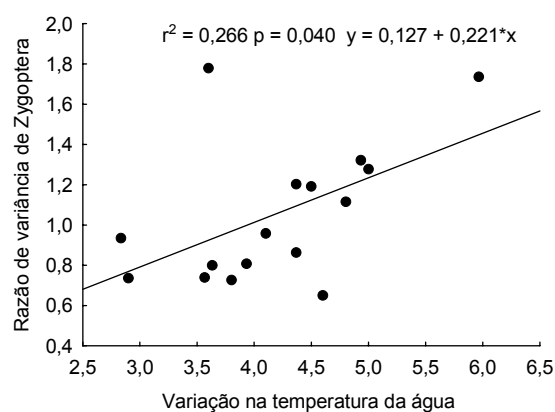
A



B



C



D

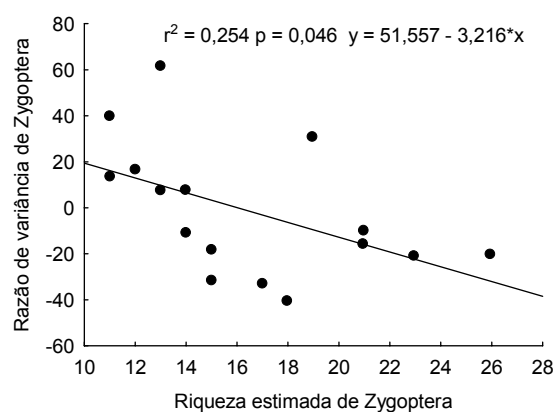


Figura 7. Variação da temperatura da água em relação riqueza estimada de Odonata (A), de Zygoptera (B), razão da variância de Zygoptera (C) e índice de sincronia de Zygoptera em relação a riqueza estimada de Zygoptera (D), em 16 locais da Bacia do Rio Pindaíba, Mato Grosso, nos riachos Cachoeirinha (CRC), Córrego da Mata (CRM), Córrego Papagaio (CRP) e Córrego Taquaral (CRT).

DISCUSSÃO

Variação de composição de espécies e espécies indicadoras: tamanho corporal e sazonalidade em Odonata

Considerando que a variação da temperatura esteja funcionando como fator estressante para comunidade, é possível que essa variável também atue como um filtro determinando a composição em espécies do sistema, a cada momento. Se isso é verdade, algumas espécies devem ser mais sensíveis a esse efeito devido a suas características bionômicas. Uma hipótese plausível é que locais onde a temperatura é menor na seca mantem menor quantidade total de indivíduos, diminuindo a população de presas e, com isso diminuindo a probabilidade de persistência de espécies com maior demanda energética em sua fase larval. Por outro lado, em áreas tropicais no período de seca há uma menor disponibilidade de alimento, o que deve favorecer aquelas espécies de menor tamanho corporal que conseguem sobreviver com menos alimento. Os resultados desse estudo suportam essa explicação uma vez que a maior riqueza de espécies associadas à estação seca também corresponde com as espécies de menor tamanho corporal.

Variação sazonal da abundância e riqueza

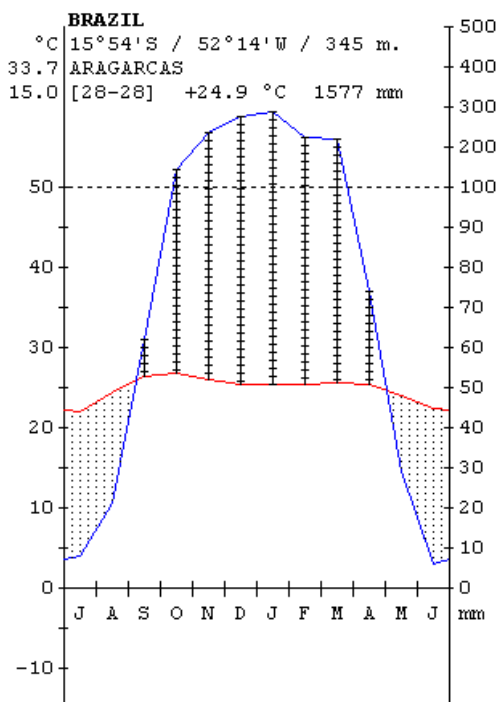
Ao contrário do que se esperava o resultado desse estudo não suporta a hipótese de maior riqueza e abundância no período de chuva. A hipótese central testada aqui foi baseada no padrão encontrado na Mata Atlântica, principalmente a partir dos estudos prévios desenvolvidos na região de Viçosa, Minas Gerais (De Marco & Peixoto 2004) e na região de Santa Teresa, Espírito Santo (De Marco & Furieri 2000).

A pergunta inicial é se as diferenças de padrão de chuva e de temperatura durante o ano entre Cerrado e Mata Atlântica seriam suficientes para explicar as diferenças de abundância e riqueza observadas. Se considerarmos os diagramas climáticos dessas regiões (Figura 8), essas diferenças não seriam esperadas, já que o padrão de déficit de chuva é virtualmente o mesmo (a região de Viçosa representa a área onde foi encontrada maior abundância na época chuvosa (De Marco & Peixoto 2004) e a região de Aragarças representa o diagrama climático mais próximo à área de estudo).

No entanto, observa-se que para a região de Cerrado houve um déficit maior de precipitação em julho e agosto, e que as temperaturas durante o ano são sempre maiores do que as de Viçosa (Fig. 8A). Isso sugere um maior rigor da seca no Cerrado, mas maiores restrições ao desenvolvimento larval em Viçosa. Dessa forma, para Viçosa onde as temperaturas na seca são mais baixas, o que se espera é que o desenvolvimento dos Odonata seja mais lento e o comprimento do período larval seja maior. Uma consequência desse alongamento do período larval é a intensificação da predação durante este estágio e uma diminuição de abundância e riqueza de adultos para o próximo ano. Uma outra consequência dessas diferenças é a possibilidade de haver mais de uma geração por ano nas áreas de Cerrado estudadas. Nosso delineamento amostral não permite testar diretamente essa predição, mas se existe outro pico de emergência de adultos para algumas espécies estudadas, ele deve ser menor e menos evidente do que o que gerou o aumento na riqueza de espécies na época seca. Mesmo assim, foi possível observar que as espécies mais abundantes, *Argia tinctipennis*, *Argia reclusa*, *Hetaerina rosea*, *Neoneura sylvatica* e *Mnesarete guttifera* foram observadas durante todo o ano nas áreas estudadas o que pode servir de suporte a essa hipótese.

A temperatura é fundamental na regulação sazonal de larvas de libélula aumentando a taxa de desenvolvimento larval e o grau de sincronia na muda e emergência (e.g. *Lestes eurinus*, Lutz 1968). Dessa forma, para a região de Cerrado, onde as temperaturas são mais altas, é de se esperar que o desenvolvimento seja mais rápido, antecipando a eclosão dos ovos e propiciando uma progressão mais rápida para o estágio de adulto. Assim, esses indivíduos escapariam da predação durante os estágios larvais. Consequentemente, para o Cerrado, o período larval teria menos restrições, uma vez que os efeitos de predação parecem ser mais importantes quando as temperaturas são baixas e têm forte variação (Logan et al. 2007).

A)



B)

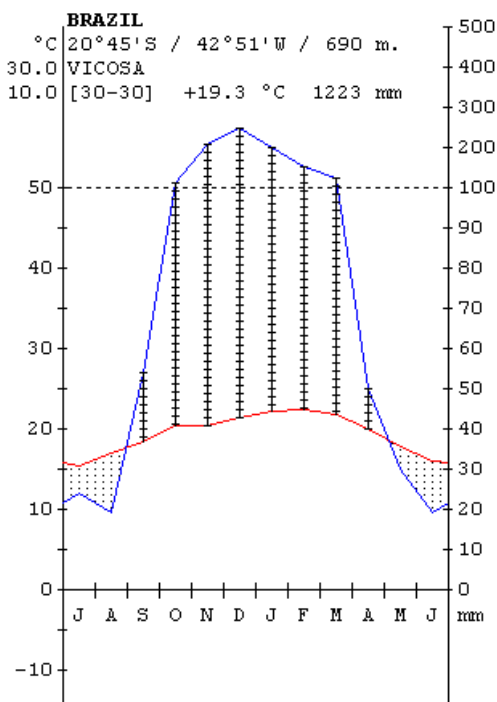


Figura 8. Diagrama climático das regiões de Aragarças, MT (A) e Viçosa-MG (B). As linhas vermelhas correspondem à curva de temperatura (°C) e as linhas azuis curva de precipitação (mm) em 1996-2009 (S.Rivas-Martínez, Centro de Investigaciones Fitosociológicas, Madrid. <http://www.ucm.es/info/cif/plot/br>).

Em estudos sobre a dinâmica de desenvolvimento de Odonata em outras áreas do globo foram encontrados padrões semelhantes ao observado em áreas tropicais (Corbet 1999). No entanto, acredita-se que o padrão observado neste estudo deve ser considerado para uma generalização em sistemas tropicais. Além disso, acredita-se que o padrão encontrado para a região de Viçosa e do Espírito Santo foge do nosso padrão por restrições ali impostas.

Há poucos estudos que apresentam dados nos quais se podem inferir padrões sazonais em comunidades de Odonata de áreas de Cerrado. Carvalho et al (2004) em um estudo sobre colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho de Serra em Itatinga no Estado de São Paulo, encontrou que o índice de diversidade e a riqueza foram maiores no período de seca do que na chuva. Esses autores atribuíram esses resultados a uma maior estabilidade dos fatores ambientais no período de seca favorecendo o desenvolvimento dos organismos. Da mesma forma, Fulan & Henry

(2007) estudando a distribuição temporal de imaturos de Odonata associados à *Eichhornia azurea* (Kunth) na Lagoa do Camargo, Rio Parapanema, em São Paulo, encontraram um padrão semelhante, com maior riqueza e abundância ocorrendo na estação seca. Os padrões encontrados nos dois estudos citados acima também são diferentes dos nossos resultados, já que se basearam no estágio imaturo. No entanto, é plausível que as larvas demorassem ainda alguns meses para se desenvolverem e emergirem, e portanto, a maior riqueza de espécies, com base em adultos poderia ainda coincidir com o final da estação seca ou início da estação chuvosa.

Além dos efeitos da temperatura, outras hipóteses alternativas poderiam explicar o padrão observado. Um fator que pode contribuir com o aumento de riqueza geral de adultos no período de seca, é que os adultos residentes em poças temporárias ou nos ambientes de várzea, próximos a essas áreas, migrem para a mata um pouco antes de as poças secarem completamente, e assim, contribuiriam com o aumento da abundância e riqueza nas áreas de florestas. É possível ainda que nesse período outros insetos associados à vegetação de pastagem, além da mata ciliar, aumentem suas atividades mais próximas ou nas áreas de matas e, assim, aumentaria a quantidade de presas potenciais para os Odonata.

Fatores determinantes da sincronia e sazonalidade nas comunidades

Sincronia em populações naturais parece ser determinada por interações complexas entre abundância, variabilidade da população, características das espécies e mecanismos demográficos (Paradis et al. 2000; Houlahan et al. 2007). De um modo geral, espera-se que padrões sincrônicos em comunidades sejam resultados de processos ecológicos que atuem de forma ampla nas diferentes espécies. Uma ligeira sincronia foi mostrada em nosso trabalho, apesar de que revisões recentes sugerem ser esse um evento raro em populações naturais (Gonzalez & Loreau 2009). Sobre a teoria do nicho, uma explicação compreensível para essas diferenças é baseada no grau de diferenciação entre as espécies em cada comunidade. Se o componente de espécie está empacotado em relação ao eixo do nicho que sofre o maior efeito da variação ambiental, a sincronia da população é um evento plausível. Caso contrário, se a comunidade contém um grupo de espécies não homogêneo, com espécies muito diferenciadas naquele eixo do nicho, a assincronia pode dominar o padrão de dinâmica da população (Ives & Carpenter 2007; Loreau & de Mazancourt 2008). O fato de que a sincronia é mais intensa em comunidades em declínio (Paradis et al. 2000), suporta a visão de que ela é resultado da

prevalência de algum fator ambiental dominando a dinâmica dessas populações excluindo as espécies mais sensíveis e aumentando a possibilidade de resposta similares das espécies. É difícil determinar um único fator que seja capaz de gerar esse efeito, se considerarmos que as diferentes espécies apresentam adaptações distintas aos gradientes abióticos observados nesses sistemas. No entanto, um fator biológico, que poderia gerar esse efeito seria a sincronia de emergência de adultos gerada por algum fator ambiental fortemente restritivo.

Nesse estudo, a variação da temperatura da água teve um efeito na dinâmica de sincronia da comunidade de Zygoptera. A variação na temperatura da água foi grande entre os locais, mas não esteve associada à largura ou a profundidade nos riachos. Essa variação pode ser causada por diferenças em outras características do ambiente, como a incidência de luz, devido à presença da mata ciliar, características geomorfológicas, declividade do terreno e frequência de poções e corredeiras.

Outros estudos suportam a ideia de que o stress ambiental causado, por exemplo, por diferenças no pH, leva à assincronia (dinâmica compensatória) de grupos funcionais de zooplâncton (copépodos e cladóceros) (Frost et al. 1995; Fischer et al. 2001a; Klug et al. 2000). No entanto, em uma revisão recente, Houlahan et al (2007) mostraram que 31 dos 41 estudos suporta a sincronia entre as populações medidas por covariância no conjunto de dados. No entanto, os casos de dinâmica compensatória ocorrem em comunidades de plantas que parecem seguir a teoria neutra de somatório zero de Hubbell (2001). Nosso estudo mostra que variação na temperatura da água entre os locais está atuando como um fator de estresse na dinâmica da comunidade, levando a um aumento da sincronia entre as populações. Uma possível explicação para esse efeito de sincronização é a deleção de espécies que não estão adaptadas a condições ambientais severas, favorecendo a sincronização de espécies restantes devido à similaridade ecológica. Uma predição direta desse mecanismo é que o nível de sincronização mais alto será encontrado somente em comunidades pobres em espécies, que foi também observada neste trabalho.

Há várias consequências importantes desses resultados. O estresse ambiental mantido, por exemplo, na forma de entrada de poluentes (Couceiro et al. 2007) poderia ter o mesmo resultado observado aumentando a sincronia nessas comunidades, talvez com a adição do efeito de perda de diversidade ecológica e diversidade funcional dessas comunidades. Os mesmos resultados poderiam ser esperados como efeito da transformação do hábitat ou do aquecimento global. No entanto, esse tipo de alteração ambiental está diretamente ligado à

alteração das condições térmicas ao redor dos riachos e mais propriamente associado ao tipo de efeito observado neste trabalho. Espera-se que a perda de floresta ao redor dos riachos aumente a variação da temperatura pela perda do efeito regulador realizado pela cobertura vegetal (Costa & Foley 1998), apesar de nós não termos sido capazes de identificar esse efeito em nossos dados. Da mesma forma, as mudanças climáticas predizem não apenas mudanças na média da temperatura em diferentes áreas do globo, mas alterações conspícuas no padrão de sazonalidade (Costa & Foley 1998; Sioli 1985).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Apodaca CK, Chapman LJ (2004) Adult Zygoptera of Kibale National Park, Uganda: Habitat associations and seasonal occurrence. *Odonatologica* 33:129-146
- Bede LC, Piper W, Peters G, Machado ABM (2000) Phenology and oviposition behaviour of *Gynacantha bifida* Rambur in Brazil (Anisoptera: Aeshnidae). *Odonatologica* 29:317-324
- Belle J (1996) Higher classification of the South-American Gomphidae (Odonata). *Zool. Mededel.* 70:298-324
- Borror DJ (1945) A key to the New World genera of Libellulidae (Odonata). *Ann. Entomol. Soc. Amer.* 38:168-194
- Box GEP, Hunter GW, Hunter JS (1978) *Statistics for experimenters*. New York, New York, USA.
- Braune E, Richter O, Sondgerath D, Suhling F (2008) Voltinism flexibility of a riverine dragonfly along thermal gradients. *Global Change Biology* 14:470-482
- Butler MG (1984) Life histories of aquatic insects. In: Resh VH, Rosenberg DM (eds) *The ecology of aquatic insects* Praeger Publ. VL -, pp 24-55
- Caceres CE (1998) Interspecific variation in the abundance, production, and emergence of *Daphnia* diapausing eggs. *Ecology* 79:1699-1710
- Carvalho AL, Calil ER (2000) Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. *Pap. Av. Zool.* 41:223-241
- Carvalho EM, Uieda VS (2004) Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revta bras. Zool.* 21:287-293
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. London* 345:101-118
- Corbet PS (1980) Biology of Odonata. *Annu. Rev. Ent.* 25:189-217
- Corbet PS (1981) Seasonal incidence of Anisoptera in light-traps in Trinidad, West Indies. *Odonatologica* 10:179-187
- Corbet PS (1999) *Dragonflies: behavior and ecology of Odonata*. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, NY
- Costa JM (1991) *Macrothemis absimile* spec. nov., a remarkable new species of Libellulidae from Brazil (Anisoptera). *Odonatologica* 20:233-237

- Costa MH, Foley JA (1998) Effects of Deforestation and Doubled Atmospheric CO₂ Concentrations on the Climate of Amazonia. *Journal of Climate* 13:18-34
- Couceiro SRM, Hamada N, Luz SLB, Forsberg BR, Pimentel TP (2007) Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* 575:271-284
- Crowley PH, Johnson DM (1982) Habitat and seasonality as niche axes in an odonate community. *Ecology* 63:1064-1077
- Cunha SB, Guerra AJT (1996) Geomorfologia: exercícios, técnicas e aplicações. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro
- De Marco PJr (1998) The Amazonian Campina dragonfly assemblage: patterns in microhabitat use and behavior in a foraging habitat. *Odonatologica* 27:239-248
- De Marco PJr, Furieri KS (2000) The ecology of the bromeliad-dweller *Leptagrion perlongum* (Odonata: Coenagrionidae). *Boletim do Museu de Biologia Professor Mello Leitão (Ser. Zool.)* 11/12:135-148
- De Marco PJr, Latini AO, Resende DC (2005) Thermoregulatory constraints on behavior: patterns in a Neotropical dragonfly assemblage. *Neotrop. Entomol.* 34:155-162
- De Marco PJr, Peixoto PEC (2004) Population dynamics of *Hetaerina rosea* and its relationship to abiotic conditions (Zygoptera: Calopterygidae). *Odonatologica* 33:17-25
- De Marco PJr, Resende DC (2002) Activity patterns and thermoregulation in a tropical dragonfly assemblage. *Odonatologica* 31:129-138
- Dufrene M, Legendre P (1997) Species Assemblages and Indicator Species: the need a for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345-366
- Fincke OM (1999) Organization of predator assemblages in Neotropical tree holes: effects of abiotic factors and priority. *Ecol. Entomol.* 24:13-23
- Fischer JM, Frost TM, Ives AR (2001a) Compensatory Dynamics in Zooplankton Community Responses to Acidification: Measurement and mechanisms. *Ecological Applications* 11:1060-1072
- Fischer JM, Klug J.L., Ives AR, Frost TM (2001b) Ecological History affects zooplankton community responses to acidification. *Ecology* 2984-3000
- Frost TM, Carpenter RS, Ives AR, Kratz TK (1995) Species Compensation and Complementarity in Ecosystem Function. In: pp 224-239
- Fulan JA, Henry R (2007) Temporal distribution of immature Odonata (Insecta) on *Eichhornia azurea* (Kunth) stands in the Camargo Lake, Paranapanema River, Sao Paulo. *Revista Brasileira de Entomologia* 51:224-227
- Garrison RW (1990) A synopsis of the genus *Hetaerina* with descriptions of four new species (Odonata: Calopterygidae). *Transactions of American Entomological Society* 116:175-259

- Garrison RW, Ellenrieder NV, Louton JA (2006) Dragonfly Genera of the New World: an illustrated an annotated key to the Anisoptera. The Jonhs Hopkins University Press, Estados Unidos
- Garrison RW, Gonzalez-Soriano E (1988) Population dynamics of two sibling species of neotropical damselflies, *Palaemnema desiderata* Selys and *P. paulitoyaca* Calvert (Odonata: Platystictidae). *Folia Entomologica Mexicana* 76:5-24
- Gonzalez A, Loreau M (2009) The causes and consequences of compensatory dynamics in ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40:393-414
- Hamilton LD, Montgomerie RD (1989) Population demography and sex ratio in a neotropical damselfly (Odonata: Coenagrionidae) in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 5:159-171
- Heckman CW (2006) Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata-Anisoptera. Springer Science,
- Heckman CW (2008) Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata-Zygoptera. Springer Science,
- Hill MO, Gauch HG (1980) Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* 42:47-58
- Houlahan JE, Currie DJ, Cottenie K, Cumming GS, Ernest SK, Findlay CS, Fuhlendorf SD, Gaedke U, Legendre P, Magnuson JJ, Mcardle BH, Muldavin EH, Noble D, Russell R, Stevens RD, Willis TJ, Woiod IP, Wondzell SM (2007) Compensatory dynamics are rare in natural. *PNAS* 104:3273-3277
- Hubbell SP (2001) The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Oxford
- Ives AR, Carpenter SR (2007) Stability and diversity of ecosystems. *Science* 317:
- Klug JL, Fischer JM, Ives AR, Dennis B (2000) Compensatory Dynamics in planktonic Community Responses to pH Pertubations. *Ecology* 81:387-398
- Lencioni FAA (2005) Damselflies of Brazil, an illustrated indentification guide: I - The non-Coenagrionidae families. All Print Editora, São Paulo, Brazil
- Lencioni FAA (2006) Damselflies of Brazil, an illustrated indentification guide: II - Coenagrionidae families. All Print Editora, São Paulo, Brazil
- Leonard JW (1977) A revisionary study of the genus *Acanthagrion* (Odonata: Zygoptera). *Miscellaneous Publication of the Museum of Zoology of the University of Michigan* 153:1-173
- Logan DJ, Wolesensky W, Joern A (2007) Insect development under predation risk, variable temperature, and variable food quality. *Mathematical Biosciences and Engineering* 4:47-65
- Loreau M, de Mazancourt C (2008) Species synchrony and its drivers: neutral and nonneutral community dynamics in fluctuating environments. *The American naturalist* 172:48-66

- Lutz PE (1968) Effects of temperature and photoperiod on larval development in *Lestes eurinus* (Odonata: Lestidae). *Ecology* 49:637-644
- Moore NW (1964) Intra- and inter-specific competition among dragonflies (Odonata). *The Journal of Animal Ecology* 33:49-71
- Morin PJ (1984) Odonate guild composition: experiments with colonization history and fish predation. *Ecology* 65:1866-1873
- Nessimian JL, Dorvillé LFM, Sanseverino AM, Baptista DF (1998) Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrate benthic fauna in the lower Rio Negro, Amazonas, Brazil. *Amazoniana* 15:35-50
- Paradis E, Baillie SR, Sutherland WJ, Gregory RD (2000) Spatial synchrony in populations of birds: Effects of habitat, population trend, and spatial scale. *Ecology* 81:2112-2125
- Purse BV, Thompson DJ (2002) Voltinism and larval growth pattern in *Coenagrion mercuriale* (Odonata : Coenagrionidae) at its northern range margin. *Eur. J. Entomol.* 99:11-18
- Ris F (1930) A revision of the Libelluline genus *Perithemis* (Odonata). University of Michigan Miscellaneous Publications 21:
- Sioli H (1985) The effects of deforestation in Amazonia. *The Geographical Journal* 151:197-203
- Strahler HN (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* 33:913-920
- Suutari E, Rantala MJ, Salmela J, Suhonen J (2004) Intraguild predation and interference competition on the endangered dragonfly *Aeshna viridis*. *Oecologia* 140:135-139
- Tavares AA, Bispo PC, Zanzin AC (2008) Efeito do turno de coleta sobre comunidades de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em áreas de *Eucalyptus cloeziana* e de Cerrado. *Neotropical Entomology* 37:126-130
- Vianello RL, Alves AR (2000) Meteorologia básica e aplicações. UFV, Viçosa
- Wissinger S, McGrady J (1993) Intraguild predation and competition between larval dragonflies: Direct and indirect effects on shared prey. *Ecology* 74:207-218
- Wissinger SA (1988) Life history and size structure of larval dragonfly populations. *Journal of the North American Benthological Society* 7:13-28
- Wolda H (1978a) Fluctuations in abundance in tropical insects. *The American Naturalist* 112:1017-1045
- Wolda H (1978b) Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *J. Anim. Ecol.* 47:369-381

Wolda H (1980) Seasonality of tropical insects. I. Leafhoppers (Homoptera) in Las Cumbres, Panama. *J. Anim. Ecol.* 49:277-290

Zar JH (1999) Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.

CONCLUSÃO GERAL

No primeiro capítulo foi mostrado que o modelo de distribuição predisse uma maior quantidade de famílias e de espécies para todos os locais, em relação aos dados de validação, resultando em alta taxa de erros de sobreprevisão. Esse resultado foi atribuído a restrições de hábito e horário de atividades das espécies e esforço amostral. Um aumento do esforço amostral adicionou novas famílias e espécies à lista de ocorrência. O nível de impacto afetou apenas a família Coenagrionidae. No entanto, o uso de modelos pode ser uma estratégia importante para análises de biodiversidade em sistemas com poucas informações históricas de distribuição biogeográfica, mas é evidente que a carência dessas informações diminui a eficiência desses modelos e aumenta as taxas de omissão, principalmente em áreas pouco estudadas.

No segundo capítulo foi mostrado que o padrão substituição foi dominante no sistema para ambos os grupos, Anisoptera e Zygoptera. Ao contrário do esperado, esse padrão se manteve para as áreas com menor integridade, sendo mais evidente para os Anisoptera do que para os Zygoptera. O aumento do aninhamento no grupo Anisoptera, e o padrão inverso para Zygoptera, poderia ser resultado de diferentes níveis de especialização desses grupos, gerando um padrão desbalanceado de espécies únicas nos dois sistemas. Foi mostrado também que os dois grupos não responderam aos parâmetros locais e complexidade do habitat, mas que Anisoptera respondeu negativamente a heterogeneidade em escalas maiores. Esse resultado foi atribuído às características ecofisiológicas do grupo, tamanho corporal maior permitindo maior capacidade de dispersão e maior poder de competição, favorecendo a co-ocorrência.

No terceiro capítulo foi mostrado que a maior riqueza de Odonata se encontra na estação chuvosa, padrão inverso de estudos prévios na Mata Atlântica, sugerindo que Odonata em rios de Cerrado foram menos controlados por restrições de temperatura. Ainda nesse capítulo foi mostrado que a variação na temperatura da água atua como um fator de estresse na dinâmica da comunidade, diminuindo o número de espécies que não estão adaptadas a condições ambientais severas, favorecendo a sincronização das espécies restantes devido à similaridade ecológica.

APÊNDICE I

Protocolo para avaliar o Índice de integridade do Habitat (IIH)

Local: _____ Data: __/__/__

Coordenadas: _____

1) Padrão de uso da terra além da zona de vegetação ribeirinha

1. Cultivos agrícolas de ciclo curto
2. Pasto
3. Cultivos agrícolas de ciclo longo
4. Capoeira
5. Floresta contínua

2) Largura da mata ciliar

1. Vegetação arbustiva ciliar ausente
2. Mata ciliar ausente com alguma vegetação arbustiva
3. Mata ciliar bem definida de 1 a 5m de largura
4. Mata ciliar bem definida entre 5 e 30m de largura
5. Mata ciliar bem definida com mais de 30m
6. Continuidade da mata ciliar com a floresta adjacente

3) Estado de preservação da Mata Ciliar

1. Cicatrizes profundas com barrancos ao longo do seu comprimento
2. Quebra frequente com algumas cicatrizes e barrancos
3. Quebra ocorrendo em intervalos maiores que 50m
4. Mata Ciliar intacta sem quebras de continuidade

4) Estado da mata ciliar dentro de uma faixa de 10m

1. Vegetação constituída de grama e poucos arbustos
2. Mescla de grama com algumas árvores pioneiras e arbustos
3. Espécies pioneiras mescladas com árvores maduras
4. Mais de 90% da densidade é constituída de árvores não pioneiras ou nativas

5) Dispositivos de retenção

1. Canal livre com poucos dispositivos de retenção
2. Dispositivo de retenção solto movendo-se com o fluxo
3. Rochas e/ou troncos presentes, mas preenchidas com sedimento
4. Canal com rochas e/ou troncos firmemente colocados no local

6) Sedimentos no canal

1. Canal dividido em tranças ou rio canalizado
2. Barreira de sedimento e pedras, areia e silte comuns
3. Algumas barreiras de cascalho e pedra bruta e pouco silte
4. Pouco ou nenhum alargamento resultante de acúmulo de sedimento

7) Estrutura do barranco do rio

1. Barranco instável com solo e areia soltos, facilmente perturbável.
2. Barranco com solo livre e uma camada esparsa de grama e arbustos
3. Barranco firme, coberto por grama e arbustos.
4. Barranco estável de rochas e/ou solo firme, coberto de grama, arbustos e raízes.
5. Ausência de barrancos

8) Escavação sob o barranco

1. Escavações severas ao longo do canal, com queda de barrancos
2. Escavações frequentes
3. Escavações apenas nas curvas e constrições
4. Pouca ou nenhuma evidência, ou restrita a áreas de suporte de raízes

9) Leito do rio

1. Fundo uniforme de silte e areia livres, substrato de pedra ausente
2. Fundo de silte, cascalho e areia em locais estáveis
3. Fundo de pedra facilmente móvel, com pouco silte
4. Fundo de pedras de vários tamanhos, agrupadas, com interstício óbvio

10) Áreas de corredeiras e poções ou meandros

1. Meandros e áreas de corredeiras/poções ausentes ou rio canalizado
2. Longos poções separando curtas áreas de corredeiras, meandros ausentes
3. Espaçamento irregular
4. Distintas, ocorrendo em intervalos de 5 a 7 vezes a largura do rio

11) Vegetação Aquática

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

12) Detritos

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