



Universidade Federal de Goiás

Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais



**CHRYSOMELIDAE (INSECTA/COLEOPTERA) COMO  
BIONDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS DE  
CERRADO NO ESTADO DE GOIÁS - BRASIL**

**Mayra Pimenta**

Orientador: Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior

Goiânia – Goiás

Março de 2011



Universidade Federal de Goiás

Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais



**CHRYSOMELIDAE (INSECTA/COLEOPTERA) COMO  
BIONDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS DE  
CERRADO NO ESTADO DE GOIÁS - BRASIL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos do Programa de Doutorado em Ciências Ambientais para a obtenção do Título de Doutor em Ciências Ambientais

**Mayra Pimenta**

Orientador: Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior

Goiânia – Goiás

Março de 2011



Universidade Federal de Goiás



Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais

**CHRYSOMELIDAE (INSECTA/COLEOPTERA) COMO  
BIONDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS DE  
CERRADO NO ESTADO DE GOIÁS - BRASIL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos do Programa de Doutorado em Ciências Ambientais para a obtenção do Título de Doutor em Ciências Ambientais

Aprovada em 18 de Março de 2011

Membros da Banca

Prof. Dra. Cibele Stramare Ribeiro Costa- UFPR

Prof. Dra Rosana Tidon–UNB

Prof. Dr. Rogério Pereira Bastos-UFG

Prof. Dr. Fausto Miziara -UFG

Paulo De Marco Júnior-UFG (Orientador)

*Á minha mãe, a jardineira mais fiel deste mundo*

*Dedico....*

## **Agradecimentos**

Desde os primeiros momentos em Goiânia me senti bem acolhida e tive a certeza que uma fase nova, de crescimento, de perspectivas positivas, de grandes amigos estava por começar. Eu agradeço a todos que fizeram parte deste momento tão importante em minha vida e que tornaram estes seis anos tão especiais.

Agradeço ao Professor Paulo De Marco Júnior, por me receber entre seus alunos, pelo privilégio de sua orientação. Sou grata pela confiança, pela paciência, pela oportunidade de poder observar brotar de uma única pessoa, novos e importantes raciocínios em um espaço de tempo tão curto que me fazia esforçar para acompanhar. Obrigada pela alegria contagiante, pela energia e por ser, como eu, torcedor do Atlético Mineiro, daqueles que não desistem nunca!

Agradeço ao Professor Rogério Pereira Bastos, de quem guardo profunda admiração e respeito. Sua atenção, apoio e confiança, desde os tempos de mestrado, foram muito importantes durante todo o período de minha formação na UFG, e a ele sou imensamente grata.

Ao Professor Divino Brandão por ter me concedido a possibilidade de convivência tão enriquecedora... Ao Professor Benedito Baptista dos Santos, pelo incentivo em trabalhar com besouros, por toda ajuda e atenção.

Ao Sr. Ayr de Moura Bello pelo apoio e pela inestimável ajuda na identificação das espécies.

Ao CNPQ, pelo suporte financeiro através da Bolsa de Doutorado, à FUNAPE e a Anglo American do Brasil pela oportunidade e pelo apoio Logístico que permitiram a realização deste trabalho.

Aos professores do Programa de Doutorado em Ciências Ambientais pelos ensinamentos, assim como aos Professores do Programa de Mestrado e

Doutorado em Ecologia e Evolução, todos pessoas muito valiosas, que muito contribuíram neste processo de aprendizado. De forma especial agradeço aos Professores Viviane Gianluppi Ferro e Adriano Sanches Melo por me receberem por tanto tempo em seu laboratório e por toda a ajuda recebida...

Aos meus grandes amigos de laboratório, de campo, de doutorado: Sílvia, Leonardo Bergamini, Carol Costa, Thiago Santos, Danilo, Diogo, Joana, Leandro, Mírian, Paulinia, Nelson, Eduardo, Karina, Daniel, Fernanda, Carol, Fábio, Mariana, Flávia, Juliana, Kátia, Kléber, Tereza Cristina, Alexandre. Obrigada pela amizade verdadeira, pelas sugestões, pela companhia. Vocês estarão sempre comigo. Há um pedacinho da ajuda de cada um de vocês nesta tese. Agradeço de forma ainda mais sincera e contundente às três pessoas que contribuíram com tantos pedacinhos que, sem sua ajuda, seria muito mais difícil chegar até aqui: Leonardo Bergamini, Sílvia Leitão, Carol Costa. Hoje sou mais feliz por ter tido a oportunidade de conhecer vocês!

Agradeço as minhas amigas que são irmãs de coração Maria Thereza A. Batista e Jhuliê D. Ferreira, obrigada por esta amizade. À todos os meus amigos Weslane, Tatiane, Aretuza e Cristiano, Flávio, Jô, Karla, Alissania e Fernando, Thalita, Gustavo, Mazinho e Vanuza, pela alegria, pela companhia, pelos bons momentos.

Agradeço ao meu pai. Sei que ficaria orgulho de mim neste momento. Saudades...

Agradeço ao amor dos meus irmãos Dyane, Regim, Samy, Livia e ao meu sobrinho Arthur. Não foi nada fácil privar-me da convivência cotidiana com vocês, mas a certeza deste amor diminuía a distância e tornava as dificuldades mais suportáveis.

À Wesley por todo amor. Agradeço por fazer parte de minha vida, pela companhia, pelo incentivo, por entender e respeitar o meu trabalho.

À pessoa mais importante para mim neste mundo, minha mãe, pelo amor e dedicação, pela amizade, pela confiança, pelo incentivo, por existir. Nada que eu faça ou fale expressará todo o amor e gratidão que sinto por você.

*À Deus por todas as muitas graças concedidas.....*

## SUMÁRIO

CHRYSOMELIDAE (INSECTA/ COLEOPTERA) COMO BIONDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS DE CERRADO NO ESTADO DE GOIÁS - BRASIL .....	10
1. INTRODUÇÃO GERAL .....	10
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	14
CAPÍTULO 1* .....	17
COMUNIDADE DE CRISOMELÍDEOS (COLEOPTERA/CHRYSOMELIDAE) EM UM MOSAICO DE ÁREAS NATURAIS E ANTROPIZADAS NO CERRADO BRASILEIRO .....	17
RESUMO .....	19
ABSTRACT .....	20
1. INTRODUÇÃO .....	21
2. MATERIAIS E MÉTODO .....	25
2.1. LOCAIS DE ESTUDO E PROCEDIMENTOS DE COLETA .....	25
2.2. Análise dos dados .....	30
3. RESULTADOS .....	34
3.1. Espécies como biondicadoras .....	34
3.2. Gêneros como biondicadores .....	36
3.3. Descrição Geral da Comunidade de Chrysomelidae .....	37
3.4. Diversidade beta e padrões espaciais da composição de espécies .....	40
3.5. Ordenação das comunidades de Chrysomelidae .....	43
3.6. Proporção de Chrysomelidae .....	44
4. DISCUSSÃO .....	46
4.1. Espécies/Gêneros como indicadores de qualidade do habitat .....	46
4.2. Proporção de Chrysomelidae .....	49
4.3. Estrutura da Comunidade de Chrysomelidae .....	51
4.4. Diversidade beta .....	53
5. CONCLUSÕES .....	57
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	59
CAPÍTULO 2* .....	68
RESPOSTA ESCALA - DEPENDENTE AOS ATRIBUTOS DA PAISAGEM DE UMA ASSEMBLÉIA DE BESOUROS HERBÍVOROS TROPICAIS .....	68
RESUMO .....	70
ABSTRACT .....	71
1. INTRODUÇÃO .....	72
2. METODOLOGIA .....	80



2.1. Local de Estudo .....	80
2.2. Dados de Chrysomelidae .....	82
2.3. Dados ambientais e de paisagem .....	82
2.4. Análise de dados .....	85
3. RESULTADOS .....	85
3.1. Relação entre abundância, riqueza e composição de Chrysomelidae e descritores da paisagem derivados de NDVI .....	85
3.2. Relação entre Cobertura Vegetal (CV) e riqueza, abundância e composição de Chrysomelidae .....	89
3.3. Relação dos descritores da paisagem derivados do NDVI e o Habitat Dominante .....	91
3.4. Estimativa de Diversidade de Chrysomelidae a partir dos descritores da paisagem. ....	93
4. DISCUSSÃO/CONCLUSÃO .....	97
4.1. Resposta de Chrysomelidae à heterogeneidade e complexidade dos habitats aos atributos da paisagem .....	97
4.2. Resposta de Chrysomelidae à Dominância do Habitat medida pela classificação do uso do solo .....	101
4.3. Estimativa de diversidade de Chrysomelidae em área de Cerrado no Estado de Goiás. ....	103
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	104
CAPÍTULO 3* .....	110
DISTRIBUIÇÃO DA ABUNDÂNCIA DE CHRYSOMELIDAE (COLEOPTERA) EM ÁREAS DE MOSAICO NO CERRADO .....	110
RESUMO .....	111
ABSTRACT: .....	112
INTRODUÇÃO .....	114
METODOLOGIA .....	118
RESULTADOS .....	124
Distribuição de abundância de Chrysomelidae em escala local .....	124
Distribuição de abundância de Chrysomelidae em escala da paisagem .....	130
DISCUSSÃO/CONCLUSÃO .....	135
Referências .....	140

# **Chrysomelidae (Insecta/ Coleoptera) como bioindicadores de qualidade ambiental em áreas de cerrado no estado de Goiás -Brasil**

## **1. Introdução Geral**

O Bioma Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, ocupando cerca de 23% de todo território nacional, caracterizado como uma importante área formada por mosaicos de diferentes fitofisionomias, por exibir uma rica biodiversidade, com considerável endemismo de espécies e que, nas últimas décadas, teve sua paisagem profundamente modificada diante de intervenções antrópicas; (Myers et al., 2000; Klink and Machado, 2005). O processo de fragmentação do Cerrado tem se intensificado especialmente a partir da abertura da frente agropastoril de expansão, colocando em risco a manutenção da heterogeneidade ambiental e elevando o risco de perda de espécies da fauna e flora deste ambiente (Sano et al., 2001; Klink and Machado, 2005; Silva et al., 2006).

As transformações antrópicas na paisagem do Cerrado incluem tanto mudanças no tamanho das áreas naturais quanto na reconfiguração dos mosaicos formados, eliminando ou reduzindo a quantidade de determinado habitat e isolando os fragmentos remanescentes (Aquino and Miranda, 2008), o que deve afetar a distribuição e a composição de espécies. A distribuição das áreas remanescentes do Cerrado é fortemente estruturada no espaço com um gradiente leste-oeste e norte-sul, tornando a composição da paisagem o resultado da interação de um conjunto de fatores ecológicos, físico, econômicos e sociais (Diniz-Filho et al., 2009). Um exemplo de ocorrência deste padrão é visto nas

paisagens de Goiás nas quais as áreas convertidas em pastagem e lavoura não ocorrem de forma randômica, mas são preferencialmente encontradas em áreas com menor altitude, menor inclinação de terreno e solos mais férteis, localizando-se principalmente nas regiões mais ao sul do estado, refletindo assim a história de ocupação do solo nestas regiões (Klink and Moreira, 2002; Carvalho et al., 2009; Sano et al., 2010). A área foco do presente estudo está situada na região ao norte do estado de Goiás e inclui os municípios de Niquelândia e Barro Alto, que resguardam grande parte dos remanescentes naturais do Cerrado no estado. Esta região representa importante ligação com outras áreas de grande relevância para conservação da biodiversidade como o Vale do Paranã e o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, um conjunto de áreas consideradas prioritárias para conservação, cuja proteção é necessária para a continuidade dos processos ecológicos e manutenção da biodiversidade.

Entre os conceitos de biondicadores apresentados por McGeoch (2007) está o de *Indicador Ecológico*, direcionamento adotado no presente estudo. O indicador ecológico seria uma espécie ou grupo de espécies que demonstram o efeito de mudanças ambientais (como alteração de habitat, fragmentação ou mudanças climáticas). Organismos biondicadores têm sido freqüentemente utilizados para avaliar o efeito de perturbações antrópicas, para determinar áreas de rica biodiversidade, bem como áreas prioritárias para conservação (Landres et al., 1988; Caro and O'Doherty, 1998). No entanto, o efeito das mudanças ambientais deve variar entre diferentes espécies em função de suas características bionômicas, mobilidade, exigências do habitat, entre outros,

criando a possibilidade de escolha de uma variedade de grupos indicadores para as alterações ambientais.

Insetos tropicais têm recebido considerável atenção em função do seu importante papel nos processos ecológicos e como bioindicadores (Landres et al., 1988; Brown Jr, 1997). A maioria dos grupos estudados tende a possuir importância ecológica e econômica clara (por exemplo, como polinizadores, pragas ou grupos considerados como “carismáticos”, por serem tipicamente grandes e ornamentados). Táxons de insetos hiper diversos, entretanto, têm sido negligenciados, em parte devido ao impedimento taxonômico e em parte por que apesar desses organismos serem bastante diversos, permanecem em sua maioria sub-amostrados (Baselga and Novoa, 2008). Padrões de distribuição e ecologia dos táxons hiper-diversos permitem compreender a estruturação de componentes críticos do funcionamento dos ecossistemas e podem ser mais eficientes em detectar o impacto ambiental devido a causas antropogênicas (Baldi, 2003). Mesmo em relação a grupos bem estudados há uma falta geral de informações biológicas e ecológicas básicas relacionadas à história natural, distribuição geográfica, e seu papel na dinâmica dos ecossistemas (Novotny et al., 2002; Novotny et al., 2006).

Os crisomelídeos (Coleoptera: Chrysomelidae) formam um táxon bastante diverso, com cerca de 35.000 espécies descritas. São majoritariamente herbívoros tendo como plantas hospedeiras desde briófitas à gimnospermas e angiospermas, alimentando-se de várias partes da planta como raízes, caules, folhas, flores, pólen e frutos (Jolivet and Verma, 2002). A maior parte dos crisomelídeos é

monófoga ou oligófaga, alimentando-se de um táxon específico de planta, entretanto, outros - sobretudo representantes das subfamílias Eumolpinae, Cryptocephalinae e Clytrinae - são polípagos, capazes de explorar os recursos de uma grande variedade de plantas (Fernandez and Hilker, 2007; Sen and Gök, 2009). Algumas espécies são consideradas importantes pragas agrícolas, enquanto outras têm sido estudadas como agentes potenciais de controle biológico de ervas daninhas (Konstantinov et al., 1996; Jolivet and Verma, 2002; DeLoach et al., 2003).

Nessa tese busco aliar a pesquisa envolvendo grupos e espécies bioindicadores (na escala local das comunidades), fragmentação de habitats (uma escala de paisagem) com os objetivos últimos de conservação de biodiversidade (na escala regional do estado de Goiás). Como ferramenta de estudo da qualidade de habitats do Cerrado localizados na região norte do estado de Goiás foram utilizados besouros crisomelídeos, no intuito de gerar informações que permitam entender a resposta das comunidades naturais frente às pressões ambientais, fornecendo assim dados que subsidiem o monitoramento e a gestão dos recursos naturais na região.

Visando atender a estes objetivos a tese foi dividida em três capítulos, apresentados no formato de artigos. O primeiro capítulo trata da estruturação da comunidade de Chrysomelidae em diferentes tipos de fitofisionomias e áreas com diferentes níveis de conservação nos municípios de Niquelândia e Barro Alto, estado de Goiás, apontando de forma direta as espécies e grupos de Chrysomelidae indicadores de diferentes tipos de habitats. No segundo capítulo

atributos da paisagem (complexidade e heterogeneidade ambiental), obtidos através de produtos do sensoriamento remoto, mais precisamente o NDVI (“Normalized Difference Vegetation Index”), foram avaliados como preditores da riqueza, abundância e composição de Chrysomelidae. Características das comunidades naturais foram relacionadas aos componentes ambientais da paisagem e a partir dos resultados, foram criados modelos de distribuição da comunidade em uma escala regional. Por último, considerando características intrínsecas à comunidade de Chrysomelidae amostrada, foram utilizados modelos de distribuição de abundância como descritores da integridade dos habitats, buscando determinar o melhor modelo de predição da abundância de Chrysomelidae. Como a distribuição das espécies responde mais rapidamente às alterações na paisagem do que as alterações na riqueza de espécies, esperamos através das informações de abundância do grupo no bioma Cerrado, compreender o efeito de perturbações antrópicas sobre a comunidade, gerando informações úteis no monitoramento ambiental.

## **2. Referências Bibliográficas**

- Aquino, F. G., Miranda, G. H. B., 2008. Consequências ambientais da fragmentação de habitats no Cerrado. In Cerrado Ecologia e Flora, eds. S. M. Sano, S. P. d. Almeida, & J. F. Ribeiro, pp. 385-398. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.
- Baldi, A., 2003. Using higher taxa as surrogates of species richness: a study based on 3700 Coleoptera, Diptera, and Acari species in Central-Hungarian reserves. *Basic and Applied Ecology* 4, 589-593.

Baselga, A., Novoa, F., 2008. Coleoptera in a relict forest of Spain: Implications of hyperdiverse taxa for conservation strategies. *Annals of the Entomological Society of America* 101, 402-410.

Brown Jr, K. S., 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1, 25-42.

Caro, T. M., O'Doherty, G., 1998. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13, 805-814.

Carvalho, F. M. V., De Marco P.Jr., Ferreira, L. G., 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142, 1392-1403.

DeLoach, C. J., Lewis, P. A., Herr, J. C., Carruthers, R. I., Tracy, J. L., Johnson, J., 2003. Host specificity of the leaf beetle, *Diorhabda elongata deserticola* (Coleoptera: Chrysomelidae) from Asia, a biological control agent for saltcedars (Tamarix: Tamaricaceae) in the Western United States. *Biological Control* 27, 117-147.

Diniz-Filho, J. A. F., Oliveira, G. d., Ferreira, L. G., Rangel, T. F. L. V., 2009. Agriculture, habitat loss and spatial patterns of human occupation in a biodiversity hotspots. *Scientia Agricola* 66, 764-771.

Fernandez, P., Hilker, M., 2007. Host plant location by Chrysomelidae. *Basic and Applied Ecology* 8, 97-116.

Jolivet, P. H., Verma, K. K., 2002. *Biology of leaf beetles*, Intercept Ltd, Andover, USA.

Klink, C. A., Machado, R. B., 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv Biol* 19, 707-713.

Klink, C. A., Moreira, A. G., 2002. Past and current human occupation, and land use. In *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*, eds. P. S. Oliveira & R. J. Marquis, pp. 69-88. Columbia University Press, New York.

Konstantinov, A. S., Vandenberg, N. J., 1996. *Handbook of Palearctic Flea Beetles (Coleoptera: Chrysomelidae: Alticini)*, 1 edn. Associated Publishers, ARS, USDA.

Landres, P. B., Verner, J., Thomas, J. W., 1988. Ecological Uses of Vertebrate Indicator Species: A Critique. *Conservation Biology* 2, 316-329.

McGeoch, M. A., 2007. Insects and Bioindication: Theory and Progress. In *Insect Conservation Biology*, eds. A. J. A. Stewart, T. R. Nw, & O. T. Lewis, pp. 144-174. CABINorth American Office, Cambridge.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.

Novotny, V., Drozd, P., Miller, S. E., Kulfan, M., Janda, M., Basset, Y., Weiblen, G. D., 2006. Why Are There So Many Species of Herbivorous Insects in Tropical Rainforests? *Science* 313, 1115-1118.

Novotny, V., Miller, S. E., Basset, Y., Cizek, L., Drozd, P., Darrow, K., Leps, J., 2002. Predictably simple: assemblages of caterpillars (Lepidoptera) feeding on rainforest trees in Papua New Guinea . *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 269, 2337-2344.

Sano, E. E., Barcellos, A. O., Bezerra, H. S., 2001. Assessing the spatial distribution of cultivated pastures in the Brazilian savanna. *Pasturas Tropicales* 22, 2-15.

Sano, E. E., Rosa, R., Brito, J. L. S., Ferreira, L. G., 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environ Monit Assess* 166, 113-124.

Sen, I., Gök, A., 2009. Leaf beetle communities (Coleoptera: Chrysomelidae) of two mixed forest ecosystems dominated by pine-oak-hawthorn in Isparta province, Turkey. *Ann.Zool Fennici* 46, 217-232.

Silva, J. F., Fariñas, M. R., Felfili, J. M., Klink, C. A., 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* 33, 536-548.



# Capítulo 1\*

Comunidade de Crisomelídeos  
(Coleoptera/Chrysomelidae) em um mosaico  
de áreas naturais e antropizadas no Cerrado  
brasileiro

---

\* Este capítulo foi editado segundo às normas da Revista *Ecological Indicator*

**Comunidade de Crisomelídeos (Coleoptera/Chrysomelidae) em um mosaico de áreas naturais e antropizadas no Cerrado brasileiro**

**Autores:**

Mayra Pimenta

Laboratório de Ecologia de Insetos, ICB1, Sala 222, Universidade Federal de Goiás, Campus Samambaia, Goiânia, Goiás, Brasil. (+55) 62 3521-1732

E-mail: mayrapimenta@yahoo.com.br

Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás Brasil

Paulo De Marco Júnior

Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese - LETS, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil

## Resumo

O conhecimento da composição das comunidades naturais e de suas respostas as alterações antropogênicas é essencial para determinar o estado de conservação de um determinado sistema e priorizar ações de manejo. Impactos antropogênicos poderiam causar uma redução da biodiversidade, não só devido à perda de habitat, mas também devido à perda de heterogeneidade de habitats em determinada paisagem, especialmente em sistemas caracterizados por um mosaico de diferentes elementos (por exemplo, a vegetação de Cerrado no Brasil Central). Aqui nós avaliamos crisomelídeos (Coleoptera / Chrysomelidae) como bioindicadores em um sistema com diferentes intensidades de impactos humanos e diferentes fitofisionomias (de campo aberto às áreas florestais). Foram coletados 1117 crisomelídeos, pertencentes a 245 espécies, das quais 12 espécies e 5 gêneros foram considerados bioindicadores possíveis, baseada na métrica de IndVal. Uma maior riqueza de espécies foi observada em florestas e campos de regeneração, e os habitats com menor riqueza de espécies foram pastagens, minas e veredas. Áreas de eucalipto apresentaram uma grande abundância de Chrysomelidae, seguido por matas e outros tipos habitats, que não foram significativamente diferentes entre si. Campos naturais, campos em regeneração, cerrados e matas apresentaram maiores valores de diversidade beta. Em geral, a proporção de Chrysomelidae sobre o total de coleópteros e de coleópteros herbívoros não foram capazes de apontar variações entre os tipos habitats. O grande número de espécies raras de crisomelídeos, a alta proporção de espécies de distribuição restrita e os altos valores de diversidade beta das áreas naturais dificultam a utilização de espécies como bioindicadores. O uso do gênero de Chrysomelidae como bioindicador da qualidade do habitat, foi considerado mais eficaz do que a utilização de espécies individuais. Sistemas bioindicadores, que incluam não apenas a riqueza de espécies e abundância, mas também a composição das assembléias, são necessários para permitir um melhor entendimento da resposta Chrysomelidae às perturbações ambientais.

Palavras chaves: Bioindicadores, diversidade beta, heterogeneidade de habitats, insetos herbívoros, IndVal

## Abstract

Knowledge of the composition of natural communities and their responses to anthropogenic alterations is essential for determining the conservation status of a given system and prioritizing management actions. Anthropogenic impacts could cause a reduction in biodiversity not only due to habitat loss, but also due the loss of habitat heterogeneity across given landscape, especially in systems characterized by a mosaic of different elements (e.g. the Cerrado vegetation in central Brazil). Here we evaluate leaf beetle (Coleoptera/Chrysomelidae) as bioindicators in a system with varying intensities of human impacts and different phyto-phisionomies (from open field to forests). We collected 1117 leaf beetle belonging to 245 species, of which 12 species and 5 genus were considered possible bioindicators based on IndVal measure. Higher species richness was observed in forests and regenerating fields, and habitats with lower species richness included pastures, mines and veredas. Only the Eucalyptus areas had a high abundance of Chrysomelidae, followed by forests and the other habitats, which were not significantly different from each other. Natural fields, regenerating fields, natural cerrados and forest had higher values of  $\beta$ -diversity. In general, the proportion of Chrysomelidae over total Coleoptera and over herbivorous Coleoptera were not able to distinguished among the habitats. The large number of rare leaf beetle species, the high proportion of restricted species and the high  $\beta$ -diversity of the natural areas made it difficult to utilize individual of species as a bioindicator. The use of the genus Chrysomelidae as a bioindicator of habitat quality, was considered more effective than using individual species. Bioindicator systems that include not only species richness and abundance but also assemblage composition are needed to allow for a better understanding of Chrysomelidae response to environmental disturbance.

Keywords: bioindicators, beta diversity, habitat heterogeneity, herbivorous insects

## **Comunidade de crisomelídeos (Coleoptera/Chrysomelidae) em áreas naturais e antropizadas no Cerrado brasileiro**

### **1. Introdução**

As rápidas mudanças sofridas pelas comunidades naturais do Cerrado brasileiro, resultantes da desordenada ação humana, têm colocado em risco a diversidade biológica neste sistema (Klink and Machado, 2005; Borges and Marini, 2010; Diniz *et al.*, 2010b). Grande parte dos problemas aos quais estão sujeitos as espécies vegetais e animais é consequência da fragmentação de habitats decorrente principalmente da expansão da fronteira agrícola, atividades pecuárias e da expansão urbana (Sano *et al.* 2001; Ferreira *et al.* 2004; Silva *et al.* 2006). Outros danos ambientais decorrentes de ações antrópicas podem ser ainda somados à perda da biodiversidade como a invasão de espécies, poluição de aquíferos, degradação de ecossistemas, alterações nos regimes de queimadas, desequilíbrios no ciclo do carbono e possivelmente modificações climáticas regionais (Klink *et al.*, 2005).

Alterações antrópicas no ambiente podem gerar uma redução significativa na biodiversidade não só pela perda direta de área, mas também pela perda de heterogeneidade ambiental (Fischer and Lindenmayer, 2007). Carvalho *et al.*(2009), demonstraram que áreas dominadas por pastagem apresentam menor intensidade de fragmentação e são mais capazes de manter populações de mamíferos ameaçados do que áreas dominadas por lavoura, no estado de Goiás. Em sistemas nos quais mosaicos ambientais são comuns, como o Cerrado brasileiro (Silva *et al.*, 2006) é esperado que a interação dinâmica de diferentes

manchas de habitat, principalmente através da dispersão e seleção de habitats, afete fortemente a estrutura das comunidades ecológicas (Halffter, 1998). Este mosaico reúne áreas com diferentes fitofisionomias, em um gradiente de cobertura vegetal que variando de áreas abertas (por exemplo campos limpo) à áreas florestais (como matas e veredas). A conversão dos habitats naturais, mesmo em paisagens dominadas por pastagem ou agricultura, poderá manter um mosaico diverso de diferentes tipos de vegetação, mas os seus efeitos sobre a manutenção da biodiversidade ainda são pouco conhecidos. Um exemplo disso são as áreas dominadas por atividades de mineração de níquel no Cerrado de Goiás, que mantêm um mosaico de ambientes que incluem áreas de mineração, eucaliptais, campos, lavouras, pastagens, cerrado *sensu stricto* e matas. Uma premissa básica deste estudo é considerar que as manchas contidas nos mosaicos ambientais, se convenientemente conectadas e dependendo da intensidade das alterações antrópicas, podem manter uma fauna diversificada no sistema.

Organismos biondicadores podem ser usados para avaliar o efeito de atividades humanas sobre o ambiente, determinar padrões de biodiversidade regional, mudanças na estrutura e função de comunidades e estimar valor de conservação (Staines and Staines, 1998). Embora existam críticas ao uso de biondicadores (Landres *et al.*, 1988;Simberloff, 1998;Rolstad *et al.*, 2002), vários autores tem reafirmado que táxons indicadores podem ser efetivamente definidos e aplicados no monitoramento ambiental (Noss, 1990;McGeoch, 1998;Hilty and Merelender, 2000;McGeoch, 2007). Para que isso ocorra, tais autores apontam a necessidade de uma clara definição de objetivos (McGeoch, 2007), o

estabelecimento das relações entre os indicadores e o ambiente (Kitching *et al.*, 2000), o uso de um sistema biondicador (conjunto de espécies, gêneros, guildas tróficas) mais do que uma única espécie biondicadora (O'Connell *et al.*, 2000) e ainda, de testes dos indicadores, utilizando amostras independentes no tempo ou no espaço (McGeoch *et al.*, 2002).

Em ambientes terrestres, diversos grupos de insetos têm recebido considerável atenção por apresentarem características necessárias para serem considerados bons indicadores tais como: (1) alta diversidade, (2) importância funcional nos ecossistemas, (3) sensibilidade a mudanças ambientais e (4) facilidade de amostragem e identificação (Landres *et al.*, 1988; Pearson, 1994). No presente estudo vamos utilizar a família Chrysomelidae (Insecta: Coleoptera), que reúne esses requisitos esperados de organismos potencialmente biondicadores às mudanças no ambiente e dos seus níveis de conservação, além de apresentarem alta fidelidade ecológica (Brown, Jr., 1991; Staines *et al.*, 1998; Iannuzzi *et al.*, 2003; Linzemeyer and Ganho, 2003).

Chrysomelidae está entre as maiores famílias de besouros tanto em termos número de espécies quanto em número de indivíduos, sendo atualmente descritas cerca de 35.000 espécies com aproximadamente 2.000 gêneros (Suzuki, 1994). Larvas e adultos de crisomelídeos são considerados essencialmente herbívoros, se alimentando de diferentes partes de plantas (folhas, frutos, sementes, pólen, raízes) (Jolivet and Verma, 2002) pertencentes principalmente as famílias Asteraceae, Solanaceae, Convolvulaceae, Fabaceae, Malvaceae, Salicaceae e Verbenaceae (Solorio and Rosales, 2004). Algumas espécies têm grande

importância econômica, seja por serem consideradas importantes pragas agrícolas, seja por seu grande potencial como agente no controle biológico de plantas daninhas (Konstantinov *et al.*, 1996; Jolivet *et al.*, 2002; DeLoach *et al.*, 2003).

Os besouros crisomelídeos por apresentarem estreitas relações com suas plantas hospedeiras, sendo provavelmente os mais seletivos entre os insetos fitófagos (Jolivet, 1992; Staines *et al.*, 1998), dependem sempre de um conjunto dessas plantas para se manterem em um sistema. Por essa razão é esperado que respondam a alterações ambientais, especialmente intervenções antrópicas nos seus habitats naturais. O monitoramento destes indicadores e de suas complexas interações e respostas aos impactos podem servir como ferramentas para avaliar a estrutura ambiental, trazendo consigo informações sobre os riscos que corre o sistema natural (Bonvicino *et al.*, 1996; Staines *et al.*, 1998; Linzemeyer *et al.*, 2003; Ganho and Marinoni, 2006).

A proporção de insetos herbívoros em relação ao total de insetos é considerada uma maneira de se verificar o efeito de distúrbios no ambiente sobre a estrutura da comunidade (Hutcheson, 1990; Marinoni and Ganho, 2006). Insetos herbívoros, como Chrysomelidae, seriam mais freqüentemente encontrados em habitats perturbados em comparação àqueles não perturbados, pois neles haveria maior disponibilidade de recursos como plantas jovens e mais palatáveis com esta proporção diminuindo em áreas naturais nas quais outras guildas tróficas como as de insetos predadores e detritívoros estariam mais presentes. Ao contrário disto,



espera-se que insetos predadores e detritívoros aumentem sua representatividade em áreas naturais (Hutcheson, 1990).

Considerando que o conhecimento da composição das comunidades naturais e das respostas destas frente a alterações antrópicas é fundamental para que sejam determinadas áreas críticas para a conservação biológica do Cerrado, objetivamos avaliar os crisomelídeos como bioindicadores em um sistema que varia em grau de alteração antrópica (de áreas não alteradas, à áreas em regeneração, manejadas para cultivo de *Eucalyptus urofilia* ST Blake e áreas de mineração de níquel) e de estruturas fitofisionômicas (de áreas de campos a áreas florestadas). Aqui buscamos testar duas hipóteses gerais sobre o efeito das alterações ambientais afetando as comunidades de besouros crisomelídeos em uma paisagem em mosaico. Em primeiro lugar se a riqueza de espécies e a diversidade beta entre áreas são afetadas pelo estado de conservação dessas áreas. Dentro dessa análise, buscamos também avaliar as principais diferenças de composição de espécies que ajudem a explicar essas diferenças. Além disso, também testamos a hipótese de que a proximidade entre diferentes áreas pode afetar sua composição de espécies, evidenciando a importância da estrutura espacial nesses sistemas.

## **2. Materiais e método**

### *2.1. Locais de estudo e procedimentos de coleta*

Esse estudo foi desenvolvido em áreas de interesse para atividades de mineração de Níquel nos municípios de Barro Alto e Niquelândia no estado de Goiás. A região compreende áreas originalmente do Bioma Cerrado que é

caracterizado por invernos secos e verões chuvosos, um clima classificado como Aw de Köppen, com temperatura média anual variando entre 18-28°C (Ratter *et al.*, 1997), precipitação média anual de 1500mm variando de 750 à 2000mm (Ribeiro and Walter, 1998). A região também é de reconhecido interesse para conservação da biodiversidade do Cerrado (MMA/SBF, 2002) em decorrência do significativo grau de endemismo das espécies e da alta pressão antrópica a que vem sendo submetida. De acordo com uma recente avaliação dos padrões de fragmentação do Cerrado brasileiro esta região apresenta proporção relativamente elevada de remanescentes de Cerrado (Carvalho *et al.*, 2009), principalmente por causa da sua geomorfologia, já que se caracteriza por numerosos morros e serras, que dificultam certas práticas agrícolas ou usos de terras que exijam equipamentos mecanizados.

Foram amostradas áreas com diferentes condições ambientais geradas pelo manejo da propriedade, como áreas naturais representativas de diferentes fisionomias do Cerrado (cerrado, mata, vereda e campo), ambientes antropizados (pasto, eucaliptais e mineração) e ambientes em estado de regeneração pós-distúrbio (mineração) do estado Goiás (Figura 1, Tabela 1). Áreas antropizadas, áreas de cultivo de *Eucalyptus urophylla* ST Blake (Myrtaceae) e as fitofisionomias foram agrupadas de forma gradativa, relacionadas com o tipo de cobertura vegetal, complexidade estrutural e nível de conservação, sendo distribuídas em nove tipos de habitat: campos naturais, campos em regeneração, cerrado natural, cerrado em regeneração, mata, eucaliptais, pasto, mina e vereda (Tabela 1).

Os crisomelídeos foram coletados em nove campanhas realizadas nos meses de novembro de 2007, fevereiro e abril de 2008, março, setembro e outubro de 2009 no município de Niquelândia e nos meses de maio, novembro e dezembro de 2009 em Barro Alto, durante o período chuvoso em que o pico de abundância de coleópteros é maior (Pinheiro *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2003b). As coletas foram realizadas mediante a utilização de armadilha Malaise (Townes, 1972), uma armadilha interceptadora de vôo freqüentemente utilizadas em levantamentos faunísticos especialmente por sua notável eficiência na captura de insetos voadores. As armadilhas foram mantidas no campo por sete dias em cada campanha, com retirada dos frascos coletores ao final desse período. Após a triagem, os besouros foram acondicionados em frascos plásticos contendo solução alcoólica a 70%, sendo posteriormente identificados – sempre que possível ao nível de espécie – ou, quando não se conseguisse, até o menor grupo taxonômico possível. A identificação foi feita mediante o uso de chaves e por comparação com o material existente nas coleções da Universidade Federal de Goiás e de outras instituições e o material depositado na Coleção Entomológica da Universidade Federal de Goiás.

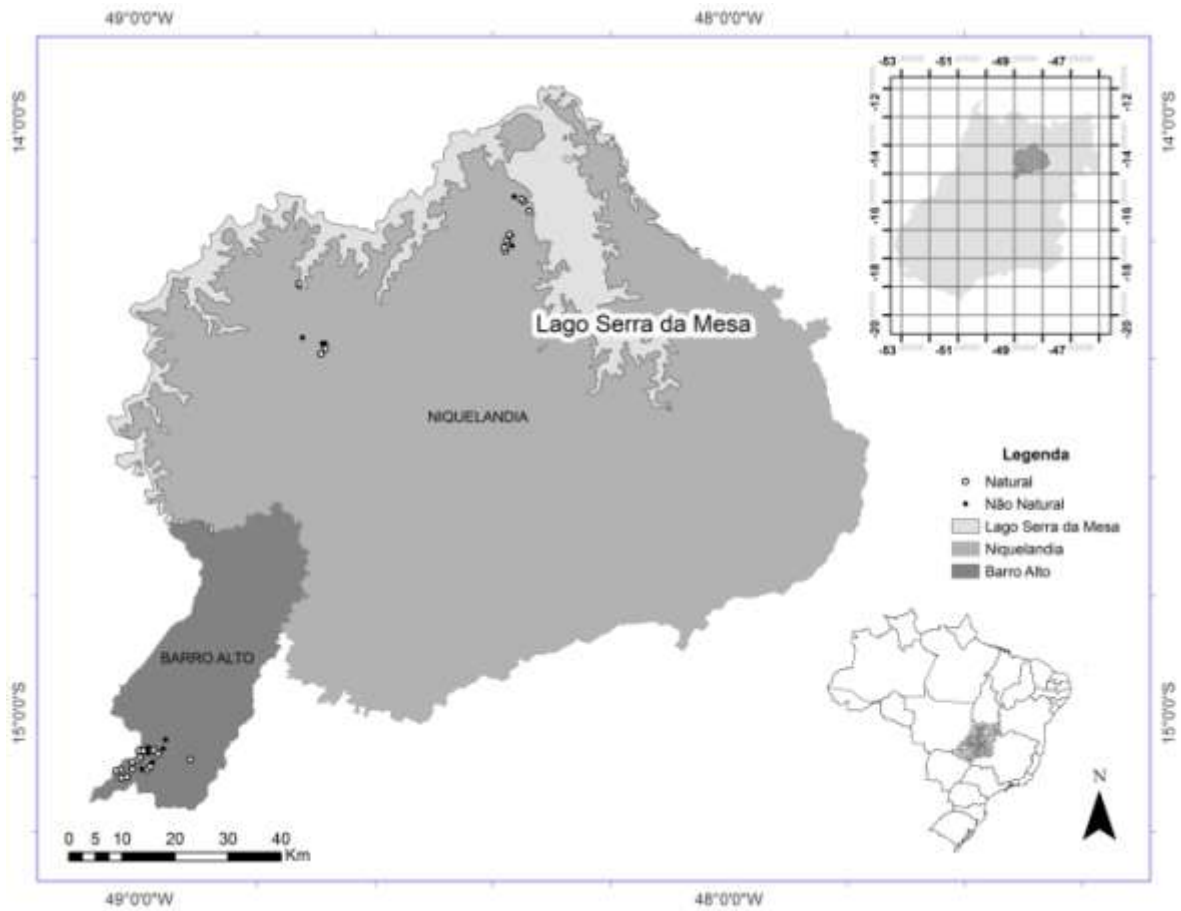


Figura 1: Localização das áreas amostradas na região de Niquelândia e Barro Alto, GO

Tabela 1: Descrição das áreas amostradas, no município de Niquelândia e Barro Alto-GO

Descrição das áreas	Município	Latitude	Longitude	Ponto de coleta
Campo natural: Áreas em que a cobertura vegetal, predominantemente herbáceo-arbustiva, encontra-se inalterada.	NI	14°07'43.5" S	48°21'00" W	Fruta do Lobo
	NI	14°12'59.4 "S	48°22'39.1"W	Morro seco
	NI	14°11'58.6" S	48°22'27.5" W	Mica Verde
	NI	14°11'20.1" S	48°22'14.1"W	Pedra Verde
	NI	14°23'27.4" S	48°41'24.9"W	Horto Aranha
	BA	15° 4'56.60"S	49° 0'38.60"W	Morro Dois Corregos
	BA	15° 4'44.50"S	49° 0'6.70"W	Morro Dois Corregos
	BA	15° 3'45.00"S	48°59'59.70"W	Morro Dois Corregos
Campo em regeneração: áreas em que a cobertura vegetal, predominantemente herbáceo-arbustiva, foi retirada por atividades de mineração e, atualmente, encontra-se em fase de regeneração.	NI	14°11'20.1" S	48°22'14.1" W	Fruta do Lobo
	NI	14°12'27.4" S	48°21'58.1" W	Mica Verde
	NI	14°11'23.6" S	48°22'01.8" W	Pedra Verde
	NI	14°12'58.3" S	48°22'30.5" W	Morro seco
Cerrado natural: Áreas de cerrado <i>stricto sensu</i> , com cobertura vegetal preservada caracterizado pela presença de árvores baixas, inclinadas, tortuosas, com ramificações irregulares e retorcidas.	NI	14°12'39.8" S	48°22'46.7" W	Morro seco
	NI	14°11'58.76"S	48°22'31.42"W	Mica verde
	NI	14°22'55.1" S	48°41'00" W	Horto Aranha
	BA	15° 3'42.60"S	48°58'28.90"W	Fazenda Pedro Ferreira
	BA	15° 4'3.30"S	48°58'0.90"W	Fazenda Pedro Ferreira
	BA	15° 5'38.70"S	49° 1'47.80"W	Casa de Pedra
Cerrado em regeneração: Áreas de cerrado <i>sensu stricto</i> , submetidas a considerável impacto ambiental e que encontra-se em regeneração da vegetação natural	NI	14°07'27.6" S	48°21'46.6" W	Fruta do Lobo
	NI	14°16'33.1" S	48°43'42.1" W	Horto Aranha
Matas: Áreas com predomínio de espécies arbóreas, próximas a cursos d'água, com a altura média do estrato arbóreo entre 20 e 30 m.	NI	14°07'57.0" S	48°20'54.3" W	Fruta do Lobo
	NI	14°16'20.2" S	48°43'39.4" W	Horto Aranha/ Mata de Galeria
	NI	14°08'57.6" S	48°20'13.9" W	Mata da Barragem
	BA	15° 5'36.70"S	49° 0'38.20"W	Área 1B/Anglo
	BA	15° 3'46.70"S	48°59'31.50"W	Fazenda Pedro Ferreira
	BA	15° 4'23.30"S	48°59'51.60"W	Morro Dois Corregos
BA	15° 5'40.60"S	48°59'8.60"W	Fazenda Dirani	

Continuação Tabela 1				
Florestas de eucaliptos (clones de <i>Eucalyptus urophylla</i> S. T. Blake) plantadas para a produção de cavaco	NI	14°22'23.0" S	48°40'59.3" W	Horto Aranha
	NI	14°22'23.3" S	48°41'18.4" W	Horto Aranha
	NI	14°21'47.1" S	48°41'17.9" W	Horto Aranha
Pasto	BA	15° 3'58.90"S	48°59'1.60"W	Fazenda Pedro Ferreira
	BA	15° 3'24.70"S	48°59'2.00"W	Fazenda Pedro Ferreira
	BA	15° 2'36.10"S	48°57'15.80"W	Fazenda Nossa Senhora de Lurdes
Mina: Área de mineração de níquel, caracterizada por ausência de vegetação e revolvimento recente do solo	BA	15° 4'54.60"S	48°58'34.80"W	Área 2/Anglo
	BA	15° 3'32.30"S	48°57'30.20"W	Área 3/Anglo
	BA	15° 5'36.10"S	48°59'40.10"W	Área 1C/Anglo
Vereda: Formação encontrada sobre solos hidromórficos, localizadas próximas à cursos d'água e nas quais são encontradas abundantemente buritis ( <i>Mauritia flexuosa</i> ), em meio a agrupamentos mais ou menos densos de espécies arbustico-herbáceas.	BA	15° 4'38.50"S	48°54'44.30"W	Área adjacente a Rodovia Go 437
	BA	15° 5'46.70"S	49° 2'18.80"W	Casa de Pedra
	BA	15° 5'22.00"S	48°58'48.50"W	Fazenda do Sr. Antônio

## 2.2. Análise dos dados

As espécies indicadoras de qualidade do habitat foram buscadas através do método do valor indicador IndVal (Dufrene and Legendre, 1997) que combina a abundância da espécie com sua frequência de ocorrência em vários grupos de locais e, através do método de randomização de Monte Carlo foi avaliada a significância dos maiores valores de Indval de cada espécie ( $p > 0,05$ ). Alta fidelidade de espécies em um ponto amostral está geralmente associada a uma alta abundância de indivíduos, que é uma característica apresentada por bons indicadores. Tal método deriva indicadores de qualquer classificação de sítios (*a priori* ou *a posteriori*), ou ainda de forma hierárquica ou não hierárquica. Outra

vantagem apresentada é que o IndVal de uma espécie é calculado independentemente do IndVal de outra (McGeoch and Chown, 1998).

O Indval é calculado através da seguinte fórmula:

$$\text{IndVal} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

$$A_{ij} = \frac{N_{\text{indiv}_{ij}}}{N_{\text{indiv}_i}}$$

Em que:

$A_{ij}$  = medida da especificidade

$N_{\text{indiv}_{ij}}$  = número médio de indivíduos da espécie  $i$  em todos os locais do grupo  $j$

$N_{\text{indiv}_i}$  = é a soma da média dos indivíduos da espécie  $i$  em todos os grupos

$$B_{ij} = \frac{N_{\text{locais}_{ij}}}{N_{\text{locais}_j}}$$

$B_{ij}$  = medida de fidelidade

$N_{\text{locais}_{ij}}$  = número de locais no grupo  $j$  onde a espécie  $i$  está presente,

$N_{\text{locais}_j}$  = número total de locais nesse grupo

Nesta análise, espécies com apenas um ou dois indivíduos foram eliminadas, o que reduziu de 245 para 67 o número de espécies avaliadas como bioindicadoras quando consideradas as áreas de Niquelândia e Barro Alto juntas e, quando estas foram avaliadas separadamente, analisamos 45 das 150 espécies de Niquelândia

e 27 das 124 de Barro Alto. Seguindo a mesma linha, em relação à análise no nível de gênero avaliamos 27 dos 47 encontrados em Niquelândia e Barro Alto juntas, 23 dos 24 de Niquelândia e 14 dos 16 de Barro Alto. A significância do valor indicador foi também testada pela técnica de Monte Carlo. As espécies de Chrysomelidae cujo IndVal seja estatisticamente diferente do acaso ( $p < 0.05$ ) e maior que 70% são considerados como características do hábitat em questão, e aqueles com IndVal significativo, mas menores que 70%, como detectoras (Van Rensburg *et al.*, 1999; McGeoch *et al.*, 2002).

A proporção de Chrysomelidae sobre o total de Coleoptera e de coleópteros herbívoros foi calculada dividindo-se tanto os valores de abundância quanto da riqueza observada de Chrysomelidae pelos valores de abundância e da riqueza total de Coleoptera e de coleópteros herbívoros, respectivamente. Para classificação em guildas tróficas dos coleópteros nós seguimos as indicações de Marinoni *et al.* (2003). Foram considerados como herbívoros as famílias de besouros cujos adultos se alimentassem exclusivamente de plantas ou parte destas, sendo que, as famílias de besouros que além de herbívoras possuíam também outros hábitos alimentares foram agrupadas junto às famílias de besouros não-herbívoros.

A riqueza de espécies foi estimada pelo método não-paramétrico Jackknife de primeira ordem (Heltshel and Forrester, 1983). Este método aproxima-se mais da riqueza de espécies de uma comunidade ao estimar a riqueza total através do somatório da riqueza observada e de um parâmetro calculado a partir do número de espécies raras. Além disso, permite a realização de comparações estatísticas



entre duas áreas amostradas utilizando para isso o intervalo de confiança de cada uma delas, tendo sido utilizado em estudos de indicação de qualidade ambiental (Silva *et al.*, 2010). Esses valores foram estimados utilizando o programa EstimateS (Chao *et al.*, 2005; Colwell, 2005).

Estimou-se a diversidade  $\beta$  para cada uma das áreas dos diferentes grupos de habitats através do índice de dissimilaridade quantitativo de Sorensen (Chao *et al.*, 2005), que mede o grau de diferença na composição de espécies entre as diferentes áreas amostradas sendo calculado a partir da abundância relativa das espécies. De acordo com Chao *et al.* (2005) o índice quantitativo é o melhor estimador de diversidade  $\beta$  por ser independente da riqueza de espécies.

Nós utilizamos o Teste de Mantel (Manly, 1994) para testar a hipótese de que a diversidade  $\beta$  é dependente da distância geográfica. Para isso foram construídas duas matrizes sendo uma a matriz de dissimilaridade entre as áreas amostradas de cada um dos grupos de habitats e outra, uma matriz de distância geográfica que expressasse a conexão entre as áreas. Além disso, para testar a hipótese de que a diversidade  $\beta$  é determinada pelo tipo de habitat nós utilizamos uma análise de Similaridade-ANOSIM (Clarke, 1993) entre cada um dos grupo de habitats. Segundo Clarke (1993) se dois grupos de unidades amostrais são realmente diferentes nas sua composição de espécies, então a dissimilaridade na composição entre os grupos será maior do que aquela dentro dos grupos.

O índice de Jaccard (J) foi utilizado para medir a dissimilaridade na composição da comunidade de crisomelídeos entre fitofisionomias, áreas naturais

e não naturais e entre grupos de habitats. O método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMS, do inglês *Non-metric Multidimensional Scaling*) foi utilizado a fim de se sumarizar os padrões da comunidade de crisomelídeos. O NMS é considerado o melhor método para descrever gradientes ecológicos, sendo mais vantajoso em relação a outros métodos de ordenação por não pressupor relações lineares entre atributos e objetos e, geralmente, resumir mais informações em menos dimensões (eixos) (Minchin, 1987; Faith *et al.*, 2004). Para avaliar o número de dimensões em que os dados são mais bem representados, analisou-se o valor do *stress*, que avalia a precisão da solução em representar uma relação multidimensional, a partir da diferença entre a distância real e a distância aproximada entre todos os pares de objetos. Neste processo, busca-se a solução com menor dimensão e maior redução do valor de *stress*. Esta análise foi realizada para as dez espécies que apresentaram maior abundância e para o conjunto total de espécies amostradas e o Teste de Monte Carlo selecionado para avaliar a confiabilidade da solução com 100 repetições.

### **3. Resultados**

#### *3.1. Espécies como biondicadoras*

Em Niquelândia duas espécies das 45 avaliadas apresentaram IndVal significativo ( $p < 0.05$ ), enquanto em Barro alto foram quatro das 27 espécies avaliadas. Quando consideradas o somatório das espécies encontradas nas duas regiões vimos que dentre as 67 espécies avaliadas como biondicadoras, 12 delas apresentaram IndVal significativo. As espécies consideradas como características de um determinado habitat, por apresentarem IndVal maior que 70%, foram

*Colaspis* sp 9 e *Leprotina* sp 1 (Eucaliptal), *Strabala* sp 1 e *Parasyphraea* sp 1 (campo natural) e *Alticini* sp 50 (mina). O restante das espécies com IndVal significativo são consideradas como detectoras de mudanças no habitat (IndVal<70%). Os valores de IndVal são apresentados na Tabela 2

Tabela 2: Valores de IndVal (%) para as espécies de Chrysomelidae com resultados estatisticamente significativos, retiradas as espécies de baixa abundância, coletados em áreas de Cerrado, Estado de Goiás, Brasil. Áreas hachuradas representam ambientes não amostrados nos locais indicados.

		IndVal(%) (p<0.05)				
Subfamilia	Espécies	Campo Nat.	Cerrado Reg.	Eucalipto	Mina	Vereda
Niquelândia						
Galerucinae	<i>Colaspis</i> sp9			100		
Eulmopinae	<i>Leprotina</i> sp1			100		
Barro Alto						
Galerucinae	<i>Alticini</i> sp50				73	
Galerucinae	<i>Longitarsus</i> sp3				67	
Galerucinae	<i>Strabala</i> sp1	75				
Galerucinae	<i>Parasyphraea</i> sp1	75				
Niquelândia +Barro Alto						
Galerucinae	<i>Colaspis</i> sp2			66.7		
Galerucinae	<i>Colaspis</i> sp9			100		
Galerucinae	<i>Hypolampsis</i> sp1			66.7		
Eulmopinae	<i>Iphimeina</i> sp3			66.7		
Eulmopinae	<i>Leprotina</i> sp1			98.3		
Galerucinae	<i>Zeteticus</i> sp			57.6		
Galerucinae	<i>Alticini</i> sp48				48.8	
Galerucinae	<i>Alticini</i> sp50				77.5	
Galerucinae	<i>Diphaltica</i> sp2				52.8	
Galerucinae	<i>Longitarsus</i> sp3				60	
Eulmopinae	<i>Iphimeina</i> sp4					44.4
Galerucinae	<i>Neothona</i> sp1		47.8			
Galerucinae	<i>Kuschelina</i> sp2		50			

### 3.2. Gêneros como bioindicadores

Os gêneros avaliados (27) representaram 74% da abundância total de crisomelídeos encontrados para as áreas de Niquelândia e Barro alto juntas. Desse total cinco gêneros apresentaram IndVal significativo, indicando áreas com interferência antrópica de mineração, eucalipto e de regeneração de cerrado (Tabela 3). Quando o conjunto de dados foi avaliado por regiões separadamente, dois gêneros foram considerados característicos de campos naturais sendo *Parasyphraea* e *Strabala* em Barro Alto e o gênero *Colaspis*, em Niquelândia, característico de eucaliptais.

Tabela 3: Valor de INDVAL com resultado significativo ( $p < 0.05$ ) para os gêneros de Chrysomelidae, coletados em áreas de Cerrado, Estado de Goiás, Brasil. Áreas hachuradas representam ambientes não amostrados nos locais indicados.

		IndVal(%) ( $p < 0.05$ )			
Subfamília	Gêneros	Campo Nat.	Cerrado Reg.	Eucalipto	Mina
Niquelândia					
Galerucinae	<i>Colaspis</i> (Fabricius, 1801)			87	
Barro Alto					
Galerucinae	<i>Parasyphraea</i> (Bechyné, 1959)	75			
Galerucinae	<i>Strabala</i> (Chevrolat 1837)	75			
Niquelândia + Barro Alto					
Galerucinae	<i>Colaspis</i> (Fabricius, 1801)			68	
Galerucinae	<i>Zeteticus</i> (Harold 1875)			58	
Galerucinae	<i>Neothona</i> (Bechyné, 1955)		48		
Galerucinae	<i>Diphaltica</i> (Barber 1941)				47
Galerucinae	<i>Longitarsus</i> (Latreille, 1827)				45

### 3.3. Descrição Geral da Comunidade de Chrysomelidae

Foram coletados um total 8102 besouros dos quais 1117 indivíduos (14%) pertenciam a família Chrysomelidae e encontraram-se distribuídos por 245 morfoespécies. A maior parte dos crisomelídeos coletados é considerada rara, sendo que 56% apresentaram um indivíduo e 16%, dois indivíduos (Figura 2). As dez morfoespécies de crisomelídeos que apresentaram maior abundância, concentrando 45% de todos os indivíduos coletados foram *Hypolampus* sp 4 ( $3.80 \pm 20.45$ ) (média  $\pm$  desvio padrão), *Zeteticus* sp 1 ( $2.76 \pm 10.22$ ), *Diphaulaca* sp 5 ( $1.49 \pm 4.71$ ), *Altica* sp 1 ( $0.71 \pm 2.11$ ), *Alticini* sp 50 ( $0.63 \pm 1.85$ ), *Leprotina* sp 1 ( $0.63 \pm 1.85$ ), *Margaridisa* sp 1 ( $0.61 \pm 1.64$ ), *Neothona* sp 1 ( $0.54 \pm 1.23$ ), *Parabrotica* sp 1 ( $0.46 \pm 2.67$ ) e *Iphimeina* sp 3 ( $0.41 \pm 2.11$ ). Apenas *Iphimeina* sp 3 e *Leprotina* sp 1 pertencem a Subfamília Eulmopinae, enquanto as outras oito morfoespécies de maior abundância restantes pertencem a Subfamília Galerucinae sendo sete delas pertencentes à Tribo Alticini.

Entre as morfoespécies coletadas, 178 possuíam distribuição restrita (Apêndice 1), com destaque para o número de morfoespécies encontradas apenas em áreas de mata (61 espécies restritas), seguido de áreas de eucaliptais e cerrado natural (cada uma delas com 26); campo natural (22); pasto, vereda e mina (9); campo em regeneração e cerrado em regeneração (8).

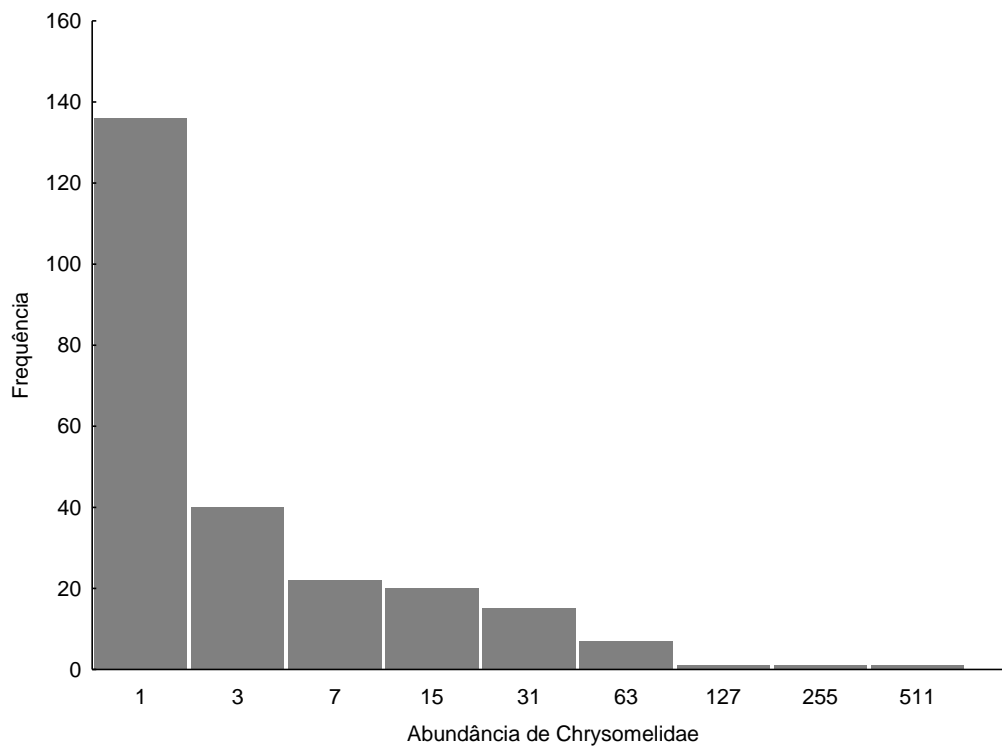


Figura 2: Distribuição das abundâncias das espécies de Chrysomelidae em Niquelândia e Barro Alto - Goiás.

As curvas cumulativas de espécies de crisomelídeos para cada área e para o conjunto de áreas (Figura 3) demonstra que a riqueza destas aumenta à medida que novas áreas dentro de uma mesma paisagem são inclusas na amostragem.

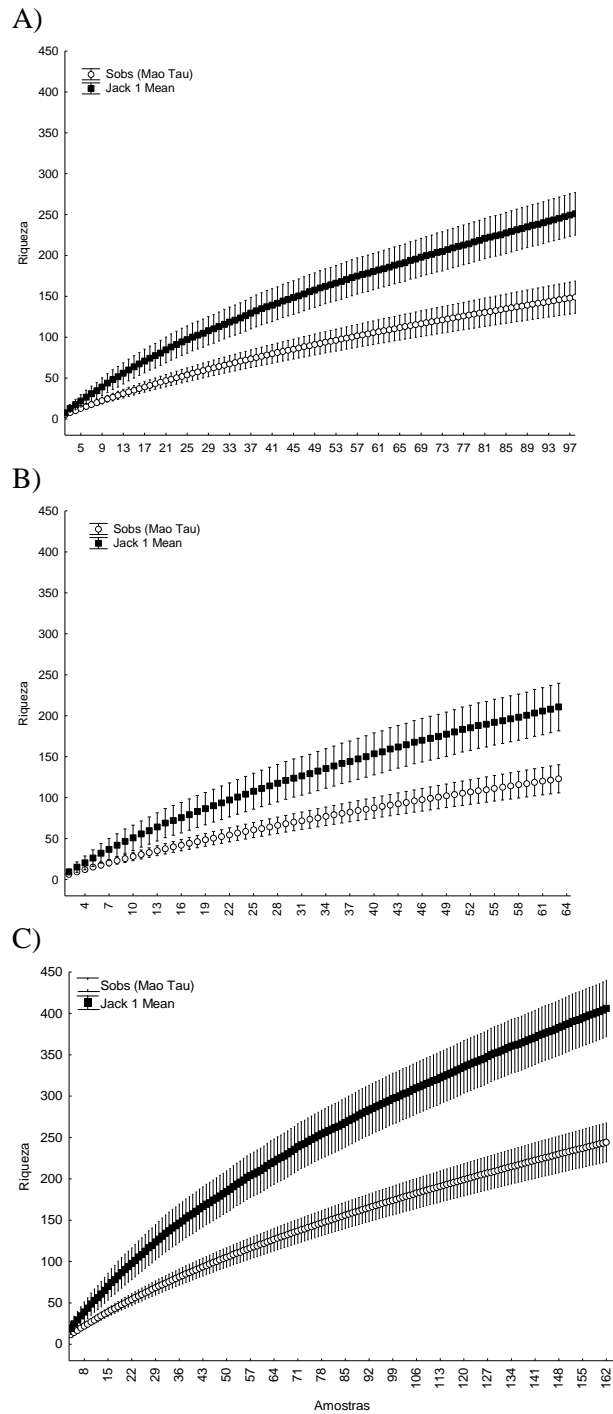


Figura 3: Relação entre acumulação de áreas e acumulação do número de espécies observadas e estimadas de Chrysomelidae em Niquelândia (A), Barro Alto (B) e áreas de Cerrado\_ Niquelândia+ Barro Alto (C).

Nós comparamos a riqueza estimada e abundância média de crisomelídeos para os nove tipos de habitats amostrados (Figura 4). Observou-se que as maiores riquezas foram encontradas em áreas de Mata e Campo em regeneração e os habitats com menor número de espécies foram os de pasto, mina e vereda. Não houve diferença entre as abundâncias dos diferentes tipos de habitats.

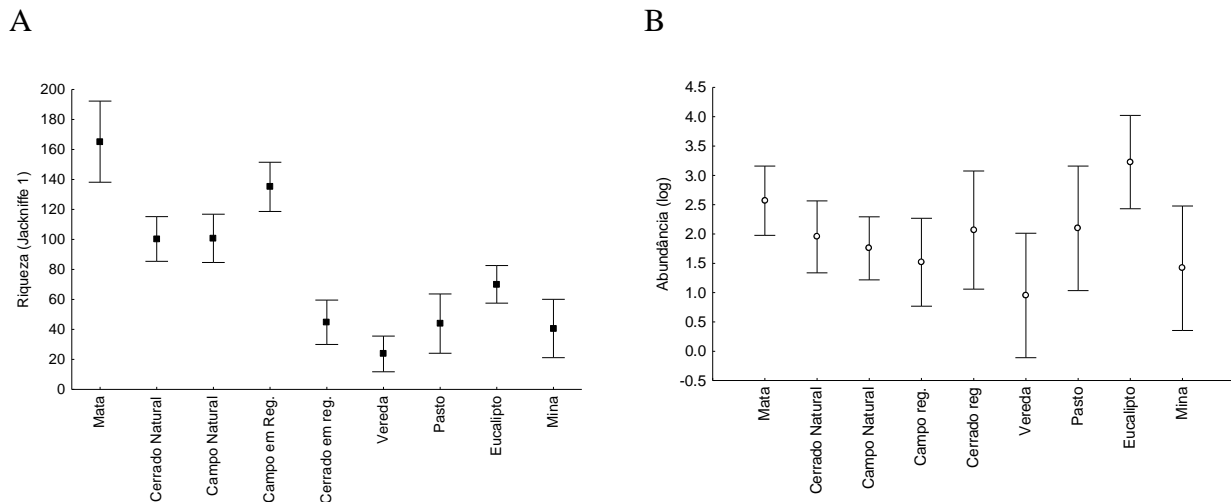


Figura 4: Riqueza estimada (Jackknife 1) (A) e Abundância de Chrysomelidae (B) em diferentes habitats do Bioma Cerrado localizados no município de Niquelândia, Goiás. (Barras representam o intervalo de confiança de 95%.)

### 3.4. Diversidade beta e padrões espaciais da composição de espécies

A variação na diversidade beta de todos os grupos de habitats avaliados foi de 0.323 a 0.868. Áreas de campo natural, campo em regeneração, cerrado natural e mata apresentaram maiores valores de diversidade beta possuindo um maior número de espécies restritas a cada uma das áreas e poucas espécies



compartilhadas entre estas, enquanto os menores valores foram registrados para as áreas de mina e eucalipto (Figura 5).

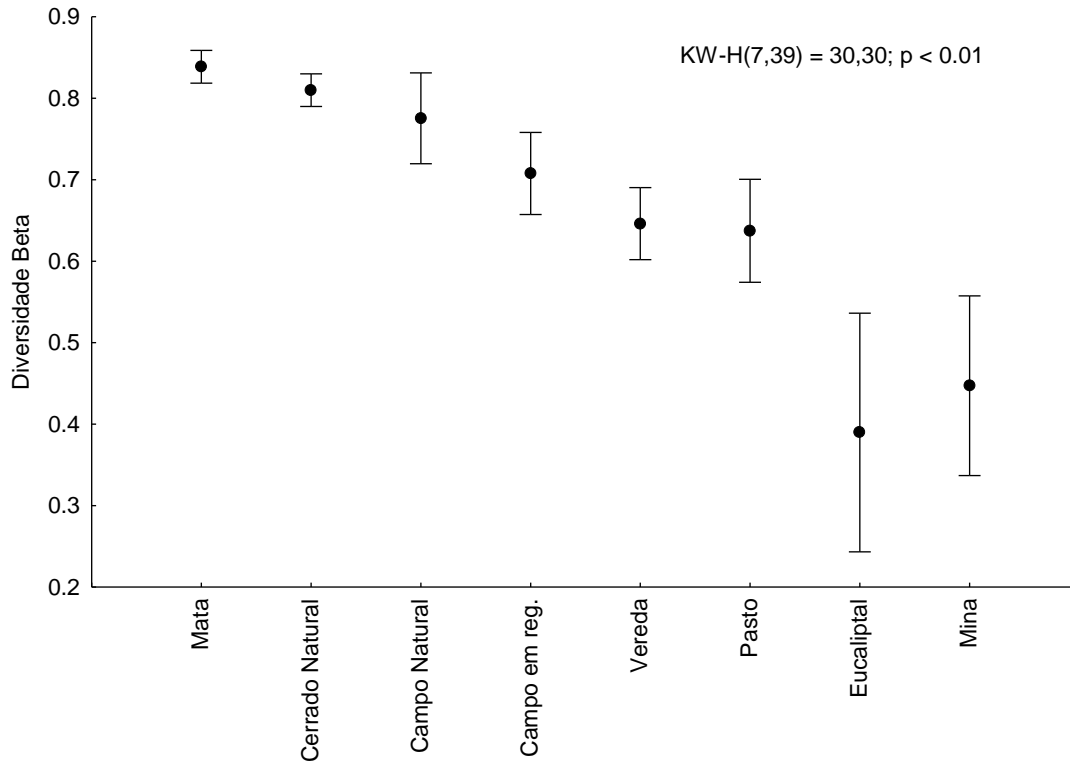


Figura 5: Diversidade beta em cada um dos nove grupos de habitat amostrados no município de Niquelândia-GO e Barro Alto -GO . (Barras representam o intervalo de confiança de 95%).

A diversidade beta total de Chrysomelidae não depende da riqueza estimada (Jackknife 1) (Figura 6). A distância geográfica entre áreas afeta a diversidade beta total de Chrysomelidae ( $r=0.267$ ,  $p<0.01$ ), mas, entre cada um dos grupos de habitats, apenas para áreas de campo natural a diversidade beta é afetada pela distância entre estas (Tabela 4).

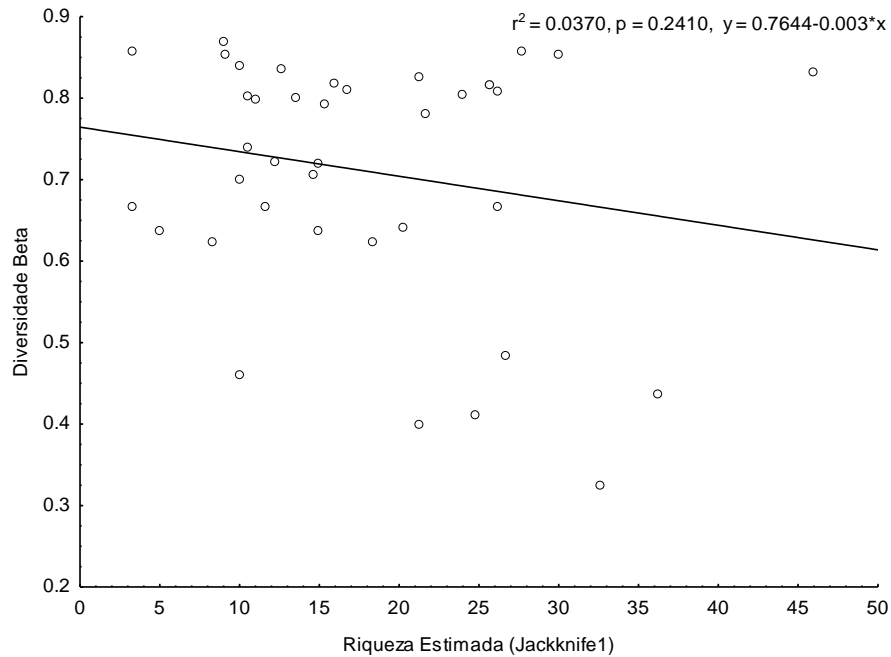


Figura 6: Relação entre a diversidade beta de Chrysomelidae com a riqueza estimada (Jackknife) das espécies.

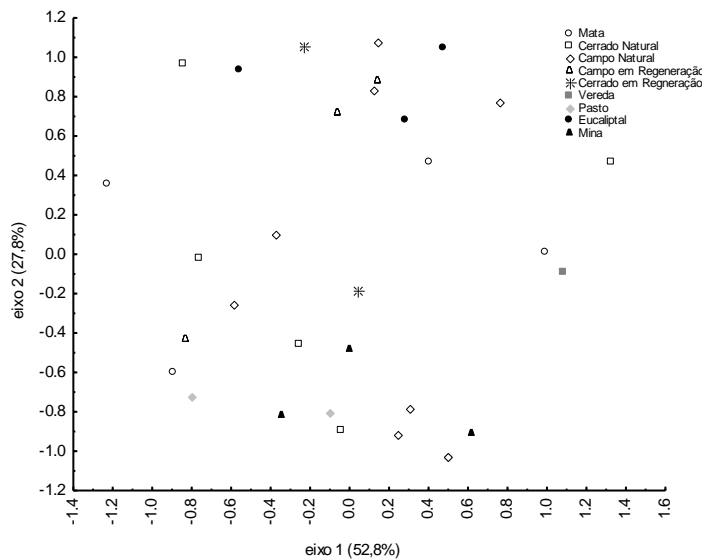
Tabela 4: Teste de Mantel entre a matriz de dissimilaridade e matriz de distância geográfica para cada grupo de habitat amostrados em Niquelândia –GO.

Grupo de Habitat	$r^2$	p
Mata	-0.061	0.539
Cerrado Natural	0.179	0.262
Campo Natural	0.425	<b>0.021</b>
Campo em Regeneração	-0.210	0.701
Vereda	0.376	0.675
Pasto	0.635	1.000
Eucaliptal	0.163	0.668
Mina	0.004	0.492
Geral	0.101	<b>0.010</b>

### 3.5. Ordenação das comunidades de Chrysomelidae

Há diferenças na composição de espécies entre os diferentes grupos de habitats (Anosim:  $r= 0,171$ ,  $p<0,04$ ). A ordenação das comunidades pelo NMDS resultou em duas dimensões com *stress* final para a análise das 10 espécies mais abundantes igual a 25,08%, e para todas as morfoespécies de 19,23%. Para as dez espécies mais abundantes e para o total de morfoespécies de Chrysomelidae estes dois eixos explicam respectivamente 80,6% e 81,8% da variação dos dados, com o eixo 1 respondendo por 52,8% e 50,5% ao passo que o eixo 2 respondeu por 27,8% e 31,3% respectivamente (Figura 7). Em geral a composição de espécies das áreas não mostrou-se diferenciada. Apenas áreas de eucaliptais e mina formaram um grupo mais coeso quando comparado aos demais habitats amostrados, apresentando uma similaridade relativa entre diferentes amostras.

A)



B)

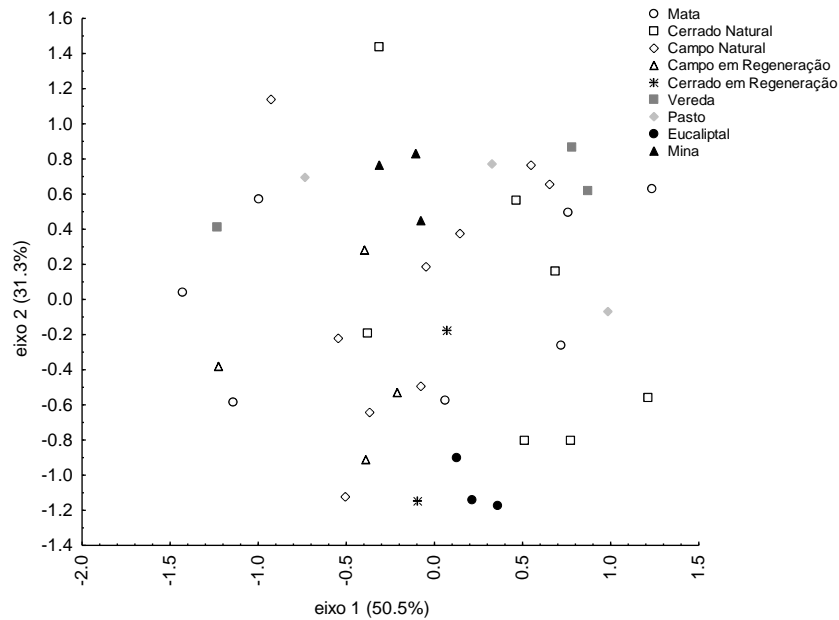


Figura 7: Ordenação das dez espécies mais abundantes de Chrysomelidae (A) e do total de Chrysomelidae (B) ao longo dos eixos de NMS em áreas de Cerrado, Estado de Goiás, Brasil.

### 3.6. *Proporção de Chrysomelidae*

Em geral, a proporção da abundância de Chrysomelidae sobre o total de Coleoptera foi diferente entre os grupos de habitats amostrados sendo maior em áreas de mata e eucalipto (Figura 8A). Já a proporção do número de espécies de Chrysomelidae sobre o total de Coleoptera não apresentou diferenças entre os grupos de habitats Figura 8D). A análise da tanto da proporção da abundância quanto da riqueza de Chrysomelidae sobre a abundância e riqueza de coleópteros herbívoros não foi diferente entre cada um dos habitats avaliados.

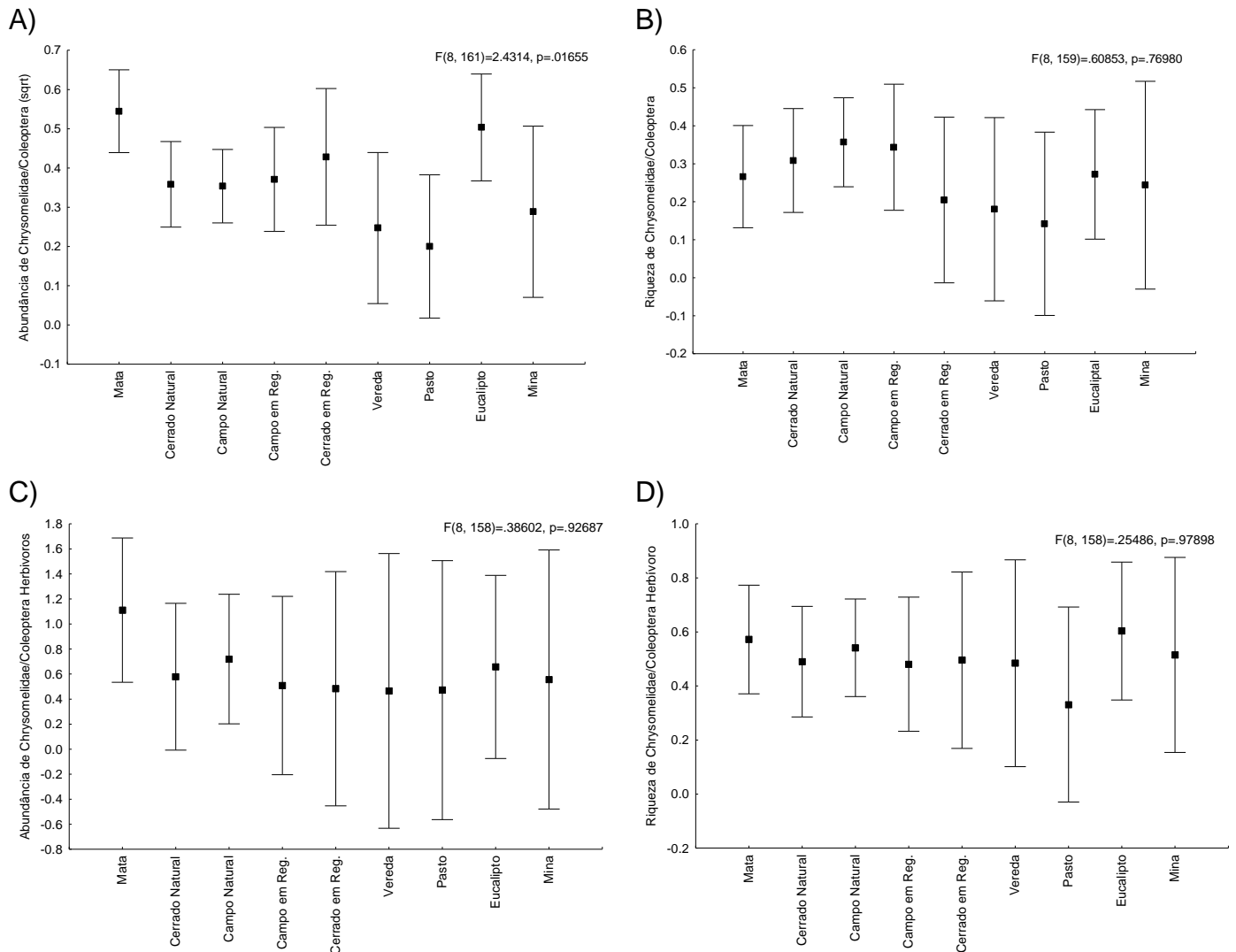


Figura 8: Proporção da abundância (A) e riqueza (B) de Chrysomelidae sobre o total de Coleoptera (Barras representam o intervalo de confiança de 95%.) e proporção da abundância (C) e riqueza (D) de Chrysomelidae sobre o total de coleópteros herbívoros (Barras representam o intervalo de confiança de 95%.)

## 4. Discussão

### 4.1. *Espécies/Gêneros como indicadores de qualidade do habitat*

Algumas espécies restritas aos diferentes habitats avaliados não atingiram o status de biondicadoras proposto por Dufrene & Legendre (1997), pois, embora apresentassem preferências por determinados habitats, não atenderam ao componente de fidelidade, seja por que não ocorreram em todas as áreas do mesmo tipo de habitat, seja por apresentarem abundâncias muito baixas. Uma abundância reduzida limita as possibilidades de que estas mesmas espécies sejam encontradas em outras investigações (McGeoch, 1998), e seu uso de forma mais geral como bioindicadores.

Entre as espécies com IndVal significativo ocorreram morfoespécies consideradas indicadoras de áreas naturais (campo e vereda), todavia predominaram aquelas que indicavam áreas antropizadas (cerrado em regeneração, com cultivo de eucalipto, áreas de mineração de níquel). Para a maioria das morfoespécies indicadoras o gênero a qual pertenciam também se mostrou um bom indicador, reforçando seu potencial de indicação. Estes indicadores devem estar relacionados diretamente à composição da flora existente em cada tipo de habitat, que deve reproduzir o estado de conservação do habitat e de áreas vizinhas a este (Kitching *et al.*, 2000). A redução na resolução taxonômica ao nível de gênero precisa reter a habilidade de encontrar biondicadores com as mesmas características gerais.

Crisomelídeos dos gêneros *Parasyphraea* Bechyné, 1959 e *Strabala* Chevrolat 1837 mostraram-se indicadores de áreas naturais campestres, sendo apontadas para o primeiro como plantas hospedeiras espécies do gênero *Inga* sp (Mimosaceae) e *Cavendishia* sp (Ericaceae) e para o segundo o gênero *Spermacoce* sp. (Rubiaceae)(Flowers and Janzen, 1997), um gênero que possui diversas espécies representantes em áreas de campo aberto no bioma Cerrado (Delprete, 2007). Informações a respeito da biologia e história natural do gênero *Neothona* Bechyné 1955, indicador de áreas de cerrado em regeneração, não foram encontradas. Entre gêneros indicadores de áreas antropizadas pela mineração, estão *Diphaltica* Barber 1941 que é um gênero neotropical associado à Solanaceas (Furth, 1989;Flowers *et al.*, 1997) e o gênero *Longitarsus* Berthold, 1827 encontrado não só na região neotropical como também na neártica, sendo polípagos, com algumas espécies com larvas minadoras de folha e tendo como principais plantas hospedeiras gêneros de Asteraceae, Boraginaceae, Convolvulaceae, Lamiaeceae, Linaceae, Solanaceae (Flowers *et al.*, 1997;Santiago-Blay, 2004).

Em relação às morfoespécies com IndVal significativo encontradas em áreas de eucaliptais vimos que, à exceção de *Colaspis*, as morfoespécies indicadoras não pertencem a gêneros de besouros comumente considerados pragas desta cultura (Ohmart and Edwards, 1991;Freitas *et al.*, 2002), e não constam entre as mais abundantes no monitoramento realizado nas mesmas áreas de plantação por Santos *et al* (2003b), mas utilizando armadilhas luminosas. As espécies do gênero

*Colaspis* são conhecidas por atacarem diversas mirtáceas incluindo eucalipto (Costa Lima, 1955;Fao, 2009).

As morfoespécies detectoras identificadas pelo IndVal incluíram *Zeteticus* sp, *Hypolampsis* sp1, *Iphimeina* sp3 e *Colaspis* sp2 e podem ser consideradas biondicadoras capazes de detectar mudanças ambientais no habitat. Já *Colaspis* sp9 e *Leprotina* sp1, são consideradas características de eucaliptais. Espécies da família Chrysomelidae podem ser importantes como insetos herbívoros em plantios de eucalipto, particularmente em árvores jovens (Freitas *et al.*, 2002), mas o monitoramento de populações de besouros nesse ambiente é feito geralmente utilizando técnicas diferentes das aqui utilizadas (principalmente armadilhas luminosas e armadilhas de queda). As armadilhas Malaise, utilizadas em nosso estudo, favorecem a captura de Chrysomelidae que voam baixo, uma característica do grupo que, estando geralmente associados a arbustos e subarbustos, ocupam os estratos mais baixos da vegetação (Linzemeyer, 2009).

Grupos de indicadores podem ser úteis no monitoramento ambiental se tivermos a capacidade de identificá-los corretamente, o que sugere um conflito relacionado com a escolha da resolução taxonômica apropriada. Em áreas do mundo nas quais há uma grande quantidade das espécies ainda não descritas, existem fortes argumentos que favorecem a utilização de avanços teóricos e técnicos para buscar uma utilização produtiva dos dados coletados(Diniz *et al.*, 2010a). Identificação das espécies de Chrysomelidae geralmente é difícil em áreas neotropicais, e informações gerais sobre esses insetos são raros no Cerrado (Pinheiro *et al.*, 2002). Uma alternativa importante é a utilização de um



maior nível taxonômico, o que pode tornar a identificação mais fácil. Esta escolha foi feita por vários pesquisadores estudando bioindicadores especialmente no nível da assembléia total (Baldi, 2003;Cardoso *et al.*, 2004), ou no estudo de *surrogates* diante de problemas relacionados à definição de prioridade de conservação (Villasenor *et al.*, 2005;Khan, 2006;Heino and Soininen, 2007). Nossos resultados permitem essa escolha, porque fomos capazes de encontrar gêneros de Chrysomelidae bioindicadores a partir do mesmo conjunto de habitats que encontramos para os dados de espécies, o que obviamente é uma propriedade desejada da abordagem de táxons superiores (Khan, 2006). O uso de espécies pode ser um avanço teórico, pois permite uma relação mais adequada e direta ao conceito de nicho (Hutchinson and MacArthur, 1959), de acordo com uma perspectiva evolutiva sobre bioindicadores. Entretanto, o uso dos gêneros como bioindicadores deve ser baseada na suposição da conservação do nicho (Peterson *et al.*, 1999), hipótese que pode ser suportada pela estreita relação apresentada pela Chrysomelidae e suas plantas hospedeiras especialmente no nível de gênero (Staines *et al.*, 1998;Jolivet *et al.*, 2002;Fernandez and Hilker, 2007). Por outro lado, como as espécies raramente alcançam maiores densidades em áreas naturais(Hall and Barney, 2010), a amostragem de dados a nível de gênero pode favorecer comparações e generalizações em escalas espaciais maiores (Balmford *et al.*, 1996;Maurer, 2000).

#### *4.2. Proporção de Chrysomelidae*

Apesar de uma maior proporção na abundância de crisomelídeos em áreas florestais (mata e eucalipto) em geral a proporção da riqueza e da abundância de

Chrysomelidae sobre o total de Coleoptera e de coleópteros herbívoros não se mostrou uma métrica viável para diferenciação de áreas naturais e em regeneração. Embora existam indicações de que comunidades de besouros herbívoros predominariam em áreas degradadas e ou em início de regeneração (Ganho *et al.*, 2006), esta diferença não foi suficiente para diferenciar áreas naturais do Cerrado e áreas antropizadas. A mobilidade e a capacidade de dispersão de crisomelídeos seriam suficientes para permitir o intercâmbio de espécies entre áreas adjacentes, ocultando possíveis diferenças na proporção destes.

Além disso, é preciso considerar que as diferenças na diversidade de comunidade de artrópodes entre áreas naturais e perturbadas não são facilmente percebidas em formações savânicas. Os mesmos resultados foram obtidos para drosofilídeos não-exóticos no Cerrado (Mata, 2007) assim como para formigas por Hoffmann & Andersen (2003), segundo os quais ambientes abertos seriam menos afetados por impactos antrópicos e mudanças no microclima do que ambientes florestais.

Os padrões aqui encontrados para as comunidades de crisomelídeos devem ser considerados um resultado de características ecológicas fixadas nessas espécies, com um possível efeito filogenético e potencial efeito histórico, resultado das adaptações desse grupo a um sistema de mosaico com vegetação aberta e áreas de vegetação fechada. Seria importante, do ponto de vista da discussão de espécies e grupos indicadores de biodiversidade com objetivo de conservação, considerar a possibilidade de que esses crisomelídeos possam ser usados como

substitutos ou indicadores (“*surrogates*” na literatura em inglês) de outros grupos com características ecológicas semelhantes. No entanto, a falta de conhecimento da distribuição e associação a plantas hospedeiras dessas espécies impede uma avaliação imediata dessa hipótese, que merece ser melhor desenvolvida no futuro.

#### 4.3. Estrutura da Comunidade de Chrysomelidae

Entre as 10 espécies mais abundantes e cujos gêneros não atingiram o status de bioindicadoras, estão indivíduos pertencentes aos gêneros *Diphaulaca* Clark 1865, *Altica* Müller 1764, *Margaridisa* Bechyné 1958 e *Parabrotica* Bechyné & Bechyné 1961. Apenas para o gênero *Parabrotica* não foram encontradas informações a respeito de plantas hospedeiras e todos os outros gêneros restantes são polípagos. Existem registros de espécies do gênero *Diphaulaca* atacando plantações de eucalipto, e associadas à fabáceas como soja e feijão (Lourenção and Miranda, 1986; Flowers *et al.*, 1997; Freitas *et al.*, 2002). Já o gênero *Altica* tem como plantas hospedeiras indivíduos pertencentes às famílias Asteraceae, Lythraceae e Onagraceae (Pettis and Bramam, 1979). O gênero *Margaridisa* possui registros de espécies do gênero associadas às plantas das famílias Melastomataceae e Solanaceae (Flowers *et al.*, 1997). Esses resultados gerais sugerem um suporte à hipótese de que a abundância desses organismos é maior para as espécies generalistas (Barbosa *et al.*, 2005).

A comunidade amostrada de Chrysomelidae, assim como outros grupos de insetos fitófagos (Hughes, 1986) apresentou um padrão recorrente de grande número de espécies com apenas um ou dois indivíduos. Crisomelídeos em diferentes biomas brasileiros, como Pantanal (Santos *et al.*, 2003a) e Mata

Atlântica (Linzemeyer, 2009) apresentaram valores superiores a 50% de espécies com dois ou menos indivíduos. Embora muitas espécies possam ser aparentemente raras, por insuficiência amostral ou inadequação de método de amostragens, Novotny and Basset (2000) relembram que insetos fitófagos pouco abundantes são um importante componente da comunidade de insetos tropicais, sendo possível que essa condição seja natural nesses grupos. Considerando a intensidade de nosso trabalho de campo e a escolha de um dos métodos mais apropriados para esta fauna, acreditamos que problemas de amostragem podem ser descartados como um fator explicar a raridade neste estudo. Ressalta-se ainda que, no bioma Cerrado, as comunidades associadas às plantas como os insetos fitófagos, tendem a se encontrar difusas na vegetação, notadamente diversa e distribuída em mosaicos e muitas vezes com grande distância entre indivíduos da mesma espécie de planta, o que também poderia levar a uma baixa abundância e alto grau de restrição na distribuição (Pinheiro *et al.*, 1998).

Em sistemas ambientais como o Cerrado a diversidade está diretamente relacionada com a heterogeneidade ambiental. A redução da riqueza de crisomelídeos no gradiente de áreas naturais à antropizadas realça o efeito negativo de distúrbios causados pela expansão das fronteiras agrícolas e demais atividades antrópicas sobre a diversidade de determinados grupos da fauna no Cerrado (Borges *et al.*, 2010; Diniz *et al.*, 2010b). A substituição progressiva de áreas naturais poderá, eventualmente, levar a uma simplificação irreversível do sistema (Brown Jr, 1997).

O aumento da riqueza de crisomelídeos à medida que novas manchas de habitat são amostradas numa mesma região também tem implicações sobre como devem ser pensadas as estratégias de manejo da biodiversidade em ambientes em mosaico para os diferentes grupos taxonômicos. Para Chrysomelidae a existência de manchas menores e interconectadas em diversos locais da paisagem parece ser importante para garantir a conservação de um maior número de espécies, corroborando com os resultados obtidos para Coleoptera também por Oertli *et.al* (2002).

#### *4.4. Diversidade beta*

A análise de ordenação realça a grande dissimilaridade entre os pontos e a pouca identidade de cada um dos tipos de ambientes. Considerando as espécies mais freqüentes, observamos que as áreas de mina e as de eucaliptais formam um grupo facilmente distinguível dos demais. Evidentemente tais habitats representam a mudança mais drástica de composição vegetal no sistema o que novamente suporta a hipótese de que os padrões de comunidades de crisomelídeos devem estar mais associados à composição das plantas (Jolivet, 1992). Se considerarmos que a diferença na estrutura da vegetação e no nível de conservação das áreas não constituiu uma barreira à dispersão de Chrysomelidae entre habitats limítrofes pode-se inferir que as áreas naturais das diferentes fitofisionomias de Cerrado estariam mais sujeitas à ocupação por espécies associadas ao cultivo de eucalipto, que não encontrariam dificuldades para alcançar áreas circunvizinhas.

Há muitas diferentes formas de se estimar a diversidade beta sendo particularmente importante um estimador que não seja sensível à variações na riqueza e de proporção de espécies raras. Os dois problemas, e principalmente a alta quantidade de espécies raras ocorrem no sistema estudado. No entanto, a não relação entre diversidade beta e riqueza de espécies confirma que o índice quantitativo proposto por Chao *et al.*(2005), é capaz de corrigir esse efeito.

Em geral a diversidade beta de crisomelídeos é maior em áreas naturais decrescendo em áreas antropizadas. Os altos valores de diversidade beta encontrados para os habitats naturais de Cerrado refletem uma elevada heterogeneidade do ambiente e uma baixa dominância ecológica, sendo o contrário encontrado em áreas de mina e eucalipto nas quais haveria também um menor número de espécies raras em relação às áreas naturais. Em grandes proporções, as alterações antrópicas tenderiam a homogeneizar os padrões da paisagem, ao menos em escalas finas e intermediárias, podendo trazer sérios danos a diversidade de espécies (Wiens, 2000).

A diversidade beta entre insetos fitófagos está obviamente ligada ao “turnover” das espécies de plantas hospedeiras (Odegaard, 2006): a alta heterogeneidade do Cerrado, especialmente em relação à sua vegetação (Ratter *et al.*, 2003; Bridgewater *et al.*, 2004), é bem conhecida o que diretamente deve afetar a diversidade de espécies crisomelídeos a ela associados, elevando-a. Além disso, a distribuição das espécies deve estar relacionada com a variação nas condições ambientais, o que implica que todas as partes de um ecossistema não devem ser equivalentes (Legendre *et al.*, 2005).

Áreas com valores altos de diversidade beta, ou seja, fragmentos mais dissimilares devem ser considerados prioritários para conservação (McKnight *et al.*, 2007; He and Zhang, 2009), principalmente em paisagens dominadas por mosaicos nos quais diferenças de diversidade beta devem ser acentuadas. Conforme Peterson *et al.* (1993), pequenas reservas, mas cuidadosamente planejadas, podem ser muito eficientes em conservar as partes mais raras da diversidade biológica do que poucas reservas maiores. A escala espacial desse estudo é obviamente muito menor do que aquela dos estudos de planejamento sistemático de conservação (Mittermeier *et al.*, 1998; Myers *et al.*, 2000), mas os conceitos básicos de como é possível preservar conjuntos raros de espécies dispersos na paisagem ainda podem ser aplicados. A concepção dessas matrizes heterogêneas deve ser muito semelhante à concepção de manutenção da biodiversidade em ambientes intensificados pela agricultura (Vandermeer *et al.*, 1998; Carvalho *et al.*, 2009), sendo possível estender esse conceito para outros tipos de alteração antrópica da paisagem. Nesses sistemas é importante considerar que mesmo fragmentos pequenos podem ser importantes na manutenção da diversidade total e da capacidade de recuperação de áreas pela capacidade de dispersão, principalmente de insetos. Essa visão ressalta a importância da manutenção dos corredores de mata ciliar e áreas inclinadas do terreno, protegidas pela legislação brasileira e da reserva legal (Lei 4771/65)

Avaliações da diversidade da flora indicam que no bioma Cerrado as espécies estão pouco difundidas geograficamente, sendo necessário que vários sítios sejam selecionados no planejamento de reservas de forma que uma maior

diversidade de espécies de plantas seja incluída (Bridgewater *et al.*, 2004). Nossos resultados suportam essa visão, já que a curva de acúmulo de espécies entre áreas mostra que, também para crisomelídeos, são necessárias muitas áreas para representar uma grande proporção da diversidade total do sistema. Isso revela a grande dificuldade de um planejamento de conservação em áreas de mosaicos ambientais como o do Cerrado aqui estudado.

Como habitats diferentes podem estar adjacentes na paisagem estudada, a distância entre as manchas de habitats do mesmo tipo pode ser uma barreira que limita o compartilhamento de espécies entre estes, enquanto a proximidade com outros habitats pode facilitar a dispersão e compartilhamento de espécies. Esse mecanismo só explicaria os padrões de diversidade  $\beta$  observados em três situações: (i) se as espécies forem suficientemente generalistas para utilizar novos recursos no habitat próximo; (ii) se existe a mesma espécie de planta hospedeira no novo habitat, ou o besouro é capaz de utilizar folhas de plantas filogeneticamente próximas ali presentes; e (iii) se a ocorrência do besouro for um fato acidental, devido a sua mobilidade no ambiente.

Estudos recentes mostram uma alta diversidade beta em comunidades vegetais de Cerrado, especialmente em paisagens fragmentadas e sob forte pressão antrópica (Felfili and Felfili, 2001). Analogamente, nós encontramos uma alta diversidade beta entre os habitats naturais estudados o que sugere mais uma vez que a preservação de apenas algumas áreas não é capaz de manter toda a biodiversidade da paisagem. Desta forma, uma maior diversidade seria alcançada em ambientes que mantenham um mosaico que inclua tipos vegetacionais não



perturbados, áreas em regeneração, clareiras naturais, clareiras resultantes de atividades antrópicas e áreas manejadas (Lawton *et al.*, 1998; Ganho *et al.*, 2006). Esses resultados reforçam que atividades impactantes no Cerrado devem ser consideradas dentro de um modelo conceitual de Cerrado que privilegia a heterogeneidade na paisagem como fator determinante dos padrões de diversidade encontrados.

## **5. Conclusões**

O grande número de espécies de Chrysomelidae consideradas raras, de restrição dos crisomelídeos em cada uma das áreas e a alta diversidade  $\beta$  encontrada em áreas naturais, dificultam a detecção de espécies que possam ser utilizadas como biondicadoras, mesmo que estas tenham reconhecida sensibilidade a mudanças ambientais. Explica também porque a maioria das morfoespécies com valores de IndVal significativo encontradas são para ambientes mais homogêneos como eucaliptais e mina. Nós consideramos que utilização de gêneros de Chrysomelidae como biondicadores é mais vantajosa em avaliações ambientais de qualidade do habitat.

As diferenças no número de espécies entre os habitats com nível de conservação ou tipo fitofisionômico indicam uma maior riqueza e diversidade em áreas naturais e de regeneração em relação às áreas que sofreram os impactos antrópicos. Estes resultados alertam para o efeito da expansão de atividades como mineração e agricultura sobre a diversidade de crisomelídeos. Diferentemente do encontrado em outros ecossistemas a proporção de indivíduos

de Chrysomelidae sobre o total de Coleoptera assim como do número de espécies não se mostrou capaz de detectar mudanças na estrutura do ambiente

Um sistema biondicador incluindo não só informações sobre a riqueza e abundância de espécie, mas também a composição de cada tipo de habitat é necessário para permitir o entendimento das respostas de comunidades naturais de crisomelídeos às modificações no ambiente. A relação entre acumulação de espécies de crisomelídeos e acumulação de áreas amostradas assim como a alta diversidade  $\beta$  encontrada para o grupo no Cerrado reforça que, especialmente em ambientes em mosaicos, a manutenção não só de grandes áreas mas de várias manchas de diferentes habitats pode evitar a perda de espécies como também de que estas manchas precisam estar próximas e interconectadas. O aumento das distâncias entre manchas semelhantes em função da perda de habitats decorrentes de alterações antrópicas no ambiente provavelmente implicaria em uma redução do compartilhamento de espécies, podendo ao longo do tempo, comprometer a persistência de muitas espécies.

## 6. Referências Bibliográficas

Baldi, A., 2003. Using higher taxa as surrogates of species richness: a study based on 3700 Coleoptera, Diptera, and Acari species in Central-Hungarian reserves. *Basic and Applied Ecology* 4, 589-593.

Balmford, A., Green, M.J.B. and Murray, M.G., 1996. Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness .1. Regional tests. *Proc. R. Soc. Lond. B* 263, 1267-1274.

Barbosa, V.S., Leal, I.R., Iannuzzi, L. and Cortez-Almeida, J., 2005. Distribution Pattern of Herbivorous Insects in a Remnant of Brazilian Atlantic Forest. *Neotrop. Entomol.* 34, 701-711.

Bonvicino, C., Cerqueira, R. and Soares, V.A., 1996. Habitat use by small mammals of upper Araguaia River. *Rev. Bras. Biol.* 56, 761-767.

Borges, F.J.A., Marini, M.A., 2010. Birds nesting survival in disturbed and protected Neotropical savannas. *Biological Conservation* 19, 223-236.

Bridgewater, S., Ratter, J.A. and Ribeiro, J.F., 2004. Biogeographic patterns, beta diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13, 2295-2318.

Brown Jr, K.S., 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1, 25-42.

Brown, K.S., Jr., 1991. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. In: Collins, N.M., Thomas, J.A. (Eds.), *The conservation of insects and their habitats* Academic Press, pp. 349-404.

Cardoso, P., Silva, I., Oliveira, N.G. and Serrano, A.R.M., 2004. Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation* 117, 453-459.

Carvalho, F.M.V., De Marco P.Jr. and Ferreira, L.G., 2009. The Cerrado intopieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142, 1392-1403.

Chao, A., Chazdon, R.L., Colwell, R.K. and Shen, T.J., 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecol Letters* 8, 148-159.

- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117-143.
- Colwell, R.K., 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5.6.0b1.
- Costa Lima, A.D.A., 1955. Insetos do Brasil: Coleopteros. Escola Nacional de Agronomia, Rio de Janeiro.
- DeLoach, C.J., Lewis, P.A., Herr, J.C., Carruthers, R.I., Tracy, J.L. and Johnson, J., 2003. Host specificity of the leaf beetle, *Diorhabda elongata deserticola* (Coleoptera: Chrysomelidae) from Asia, a biological control agent for saltcedars (Tamarix: Tamaricaceae) in the Western United States. *Biological Control* 27, 117-147.
- Delprete, P.G., 2007. New combinations and new synonymies in the genus *Spermacoce* (Rubiaceae) for the flora of Goiás and Tocantins (Brazil) and the flora of the Guianas. *J. Bot. Res. Inst. Texas* 1, 1023-1030.
- Diniz, J.A.F., De Marco, P.Jr. and Hawkins, B.A., 2010a. Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conservation and Diversity* 3, 172-179.
- Diniz, S., Prado, P.I. and Lewinsohn, T.M., 2010b. Species Richness in Natural and Disturbed Habitats: Asteraceae and Flower-Head Insects (Tephritidae: Diptera). *Neotrop. Entomol.* 39, 163-171.
- Dufrene, M., Legendre, P., 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecol. Monogr.* 67 Numero 3, 345-366.
- Faith, D.P., Minchin, P.R. and Bwlbin, L., 2004. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Plant Ecology* 69, 57-89.
- Fao, F.a.a.o.o.t.U.N., 2009. Pests of selected forest tree species. Global review of forest pests and diseases Roma, pp. 142-173.
- Felfili, J.M., Felfili, M.C., 2001. Diversidade Alfa e Beta no Cerrado sensu stricto da Chapada Pratinha, Brasil. *Acta bot. bras.* 15, 243-254.
- Fernandez, P., Hilker, M., 2007. Host plant location by Chrysomelidae. *Basic and Applied Ecology* 8, 97-116.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16, 265-280.
- Flowers, R.W., Janzen, D.H., 1997. Feeding records of Costa Rican leaf beetles (Coleoptera: Chrysomelidae). *Florida Entomologist* 80, 334-366.

Freitas, F.A.d., Zanuncio, T.V., Lacerda, M.C. and Zanuncio, J.C., 2002. Fauna de Coleoptera coletada com armadilhas luminosas em plantio de *Eucalyptus grandis* em Santa Bárbara, Minas Gerais. *Revista Árvore* 26, 505-511.

Furth, D.G., 1989. Metafemoral springs studies of some Neotropical Genera of Alticinae. *Entomography* 6, 497-510.

Ganho, N.G., Marinoni, R.C., 2006. A diversidade diferencial beta de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. *Revista Brasileira de Entomologia* 50, 64-71.

Halffter, G., 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International* 38, 3-17.

Hall, S.L., Barney, R.J., 2010. A Quantitative Method for Assigning Abundance Classifications to Leaf Beetles (Coleoptera: Chrysomelidae) in Kentucky. *Nat. Area. J.* 30, 95-105.

He, K., Zhang, J., 2009. Testing the correlation between beta diversity and differences in productivity among global ecoregions, biomes, and biogeographical realms. *Ecological Informatics* 4, 93-98.

Heino, J., Soininen, J., 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation* 137, 78-89.

Heltsh, J.F., Forrester, N.E., 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* 39, 1-11.

Hilty, J., Merelender, A., 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92, 185-197.

Hoffmann, B.D., Andersen, A.N., 2003. Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. *Austral Ecol* 28, 444-464.

Hughes, R.G., 1986. Theories and models of species abundance. *The American Naturalist* 128, 879-899.

Hutcheson, J., 1990. Characterization of terrestrial insect communities using quantified, Malaise-trapped Coleoptera. *Ecol. Entomol.* 15, 143-151.

Hutchinson, G.E., MacArthur, R.H., 1959. A theoretical ecological model of size distributions among species of animals. *The American Naturalist* 93, 117-125.

Iannuzzi, L., Maia, A.C.D., Nobre, C.E.B. and Muniz, F.J.d.A., 2003. *Padres Locais de Diversidade de Coleoptera (Insecta) em vegetação de Caatinga. Ecologia e Conservação da Caatinga* Editora Universitária UFPE, Recife, pp. 367-390.

Jolivet, P.H., 1992. Insects and plants: parallel evolution and adaptations. Sandhill Crane Press.

Jolivet, P.H., Verma, K.K., 2002. Biology of leaf beetles. Intercept Ltd, Andover, USA.

Khan, S.A., 2006. Is species level identification essential for environmental impact studies? Current Science 91, 29-34.

Kitching, R.L., Orr, A.G., Thalib, L., Mitchell, H., Hopkins, M.S. and Graham, A.W., 2000. Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. J. Appl. Ecol. 37, 284-297.

Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. Conserv Biol 19, 707-713.

Konstantinov, A.S., Vandenberg, N.J. and , 1996. Handbook of Palearctic Flea Beetles(Coleoptera: Chrysomelidae: Alticini). Associated Publishers, ARS,USDA.

Landres, P.B., Verner, J. and Thomas, J.W., 1988. Ecological Uses of Vertebrate Indicator Species: A Critique. Conservation Biology 2, 316-329.

Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, R.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdley, N.A., Stork, N.E., Srivastava, D.S. and Watt, A.D., 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. Nature 391.

Legendre, P., Borcard, D. and Peres-Neto, P.R., 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. Ecol. Monogr. 75, 435-450.

Lei 4771/65, 1965. Lei 4771\_Código Florestal. Inclui o novo Código Florestal. Diário Oficial Da União.

Linzemeyer, A.M. Estrutura da comunidade de Chrysomelidae (Coleoptera) no estado do Paraná, Brasil: composição, sazonalidade e tamanho corporal. -130. 2009. Universidade Federal do Paraná.

Ref Type: Thesis/Dissertation

Linzemeyer, A.M., Ganho, N.G., 2003. Fauna de Coleoptera no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. Abundância e riqueza das famílias capturadas através de armadilhas de solo. Revta bras. Zool. -737.

Lourenção, A.L., Miranda, M.A.C.d., 1986. Resistência de soja a insetos .V. preferência para alimentação de adultos de *Diphaulaxa viridipennis* CLARK, 1865, em cultivares e linhagens. Bragantia 45, 37-44.

Manly, B.F.J., 1994. *Multivariate Statistical Methods: A Primer*. Chapman and Hall, London.

Marinoni, R.C., Ganho, N.G., 2006. Beta differential diversity of Coleoptera (Insecta) in an anthropized landscape of the Bioma Araucaria. *Revista Brasileira de Entomologia* 50, 64-71.

Marinoni, R.C., Ganho, N.G., Monné, M.L. and Mermudes, J.R.M., 2003. Hábitos alimentares em Coleoptera (Insecta). a, Ribeirão Preto.

Mata, R.A. Diversidade das assembléias de Drosophilídeos (Insecta, Diptera) no Cerrado. 01-105. 2007. Universidade de Brasília.

Maurer, D., 2000. The Dark Side of Taxonomic Sufficiency (TS). *Marine Pollution Bulletin* 40, 98-101.

McGeoch, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73, 181-201.

McGeoch, M.A., 2007. Insects and Bioindication: Theory and Progress. In: Stewart, A.J.A., Nw, T.R., Lewis, O.T. (Eds.), *Insect Conservation Biology* CABINorth American Office, Cambridge, pp. 144-174.

McGeoch, M.A., Chown, S.L., 1998. Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology and Evolution* 13, 47.

McGeoch, M.A., Rensburg, B.J.V. and Botes, A., 2002. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *J. Appl. Ecol.* 39, 661-672.

McKnight, M.W., White, P.S., McDonald, R.I., Lamoreux, J.F. and Sechrest, W., 2007. Putting beta-diversity on the map: Broad-scale congruence and coincidence in the extremes. *Plos Biology* 5, 242-243.

Minchin, P.R., 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Plant Ecology* 69, 107.

Mittermeier, R.A., Myers, N., Thomsen, J.B., Fonseca, G.A.B. and Olivieri, S., 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: Approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12, 516-520.

MMA/SBF, 2002. *Biodiversidade Brasileira: Avaliação e Identificação de Áreas e Ações Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade nos Biomas Brasileiros*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. and Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
- Novotny, V., Basset, Y. Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos* 89, 564-572. 2000.
- O'Connell, T.J., Jackson, L.E. and Brooks, R.P., 2000. Bird guilds as indicators of ecological condition in the Central Appalachians. *Ecol. Applic.* 10, 1706-1721.
- Odegaard, F., 2006. Host specificity, alpha- and beta-diversity of phytophagous beetles in two tropical forests in Panama. *Biodiversity and Conservation* 15, 83-105.
- Oertli, B., Joye, D.A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. and Lachavanne, J.B., 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104, 59-70.
- Ohmart, C.P., Edwards, P.B., 1991. Insect herbivory on *Eucalyptus*. *Annu. Rev. Ent.* 36, -637.
- Pearson, D.L., 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. London B* 345, 75-79.
- Peterson, A.T., Flores-Villela, O.A., León-Paniagua, L.S., Lorente-Bousquets, J.E., Luiz-Martinez, M.A., Navarro-Siguenza, A.G., Torrez-Chaves, M.G. and Vargas-Fernandes, I., 1993. Conservation priorities in Mexico: moving up in the world. *Biodiversity Letters* 1, 33-38.
- Peterson, A.T., Soberon, J. and Sanchez-Cordero, V., 1999. Conservatism of Ecological Niches in Evolutionary Time. *Science* 285, 1265-1267.
- Pettis, G.V., Bramam, S.K., 1979. Effect of temperature and host plant on survival and development of *Altica litigata* Fall. *Journal Entomology Science* 42, 66-73.
- Pinheiro, F., Diniz, I.R., Coelho, D. and Bandeira, M.P.S., 2002. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. *Austral Ecol* 27, 132-136.
- Pinheiro, F., Diniz, I.R. and Kitayama, K., 1998. Comunidade Local de Coleoptera em Cerrado: Diversidade de Espécies e Tamanho do Corpo. *An. Soc. Entomol. Brasil* 27, 543-550.
- Ratter, J.A., Bridgewater, S. and Ribeiro, J.F., 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: Comparison of the woody vegetation of 376 area. *Edinburgh Journal of Botany* 60, 57-109.



Ratter, J.A., Ribeiro, J.F. and Bridgewater, S., 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80, 223-230.

Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T., 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S.M., Almeida, S.P.d. (Eds.), *Cerrado Ambiente e Flora* Embrapa, Planaltina, DF, pp. 87-166.

Rolstad, J., Gjerde, I., Gundersen, V.S. and Saeterdal, M., 2002. Use of Indicator species to Assess Forest Continuity: a Critique. *Conservation Biology* 16, 253-257.

Santiago-Blay, J.A., 2004. Leaf-mining chrysomelids. In: Jolivet, P.H., Santiago-Blay, J.A., Schimitt, M. (Eds.), *New developments on the Biology of Chrysomelidae* SPB Academy Publishing, Hague, pp. 1-84.

Santos, G.B., Marques, M.I., Adis, J. and DeMuisis, C.R., 2003a. Artropodos associados a copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), na região do Pantanal de Pocone, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 47, 211-224.

Santos, G.P., Zanuncio, J.C., Oliveira, H.G.d., Zuncio, T.V. and Lacerda, M.C., 2003b. Coleoptera Collected in a Plantation of *Eucalyptus urophylla* S. T, Blake (Myrtaceae) in the region of Niquelândia, States of Goiás, Brazil. *Journal Bioscience* 19, 77-82.

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

Silva, J.F., Fariñas, M.R., Felfili, J.M. and Klink, C.A., 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *J. Biogeogr.* 33, 536-548.

Simberloff, D., 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passe in the landscape era. *Biological Conservation* 83, 247-257.

Solorio, A.B., Rosales, S.A., 2004. Los crisomelinos (Coleoptera:Chrysomelidae (Chrysomelinae) del estado de Morelos. *Acta Zoológica Mexicana* 20, 39-66.

Staines, C.L., Staines, S.L., 1998. The leaf beetles (Insecta: Coleoptera: Chrysomelidae): potential indicator species assemblages for natural area monitoring. In: Theres, G.D. (Ed.), *Conservation of Biological Diversity: A Key to the Restoration of the Chesapeake Bay and beyond* Maryland Department of Natural Resources, Annapolis, Maryland, pp. 233-244.

Suzuki, k., 1994. Comparative morphology of the hindwing venation of the Chrysomelidae (Coleoptera). In: Jolivet, P.H., Cox, M.L., Petitpierre, E. (Eds.), *Novel aspects of the biology of Chrysomelidae* Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 337-354.

Townes, H.A., 1972. A light-weight Malaise trap. *Entomological News* 239-247.

Van Rensburg, B., McGeoch, M.A., Chown, S.L. and Jaarsveld, A.S., 1999. Conservation of heterogeneity among dung beetles in the Maputaland Centre of Endemism. *Biological Conservation* 88, 145-153.

Vandermeer, J., van Noordwijk, M., Anderson, J., Ong, C. and Perfecto, I., 1998. Global change and multi-species agroecosystems: Concepts and issues. *Agriculture Ecosystems & Environment* 67, 1-22.

Villasenor, J.L., Ibarra-Manriquez, G., Meave, J.A. and Ortiz, E., 2005. Higher taxa as surrogates of plant biodiversity in a megadiverse country. *Conservation Biology* 19, 232-238.

Wiens, J.A., 2000. Ecological heterogeneity: an ontogeny of concepts and approaches. In: Hutchings, M.J., Jonh, E.A., Stewart, A.J.A. (Eds.), *The ecological consequences of environmental heterogeneity* Blackwell Science, Cambridge, pp. 9-31.

**Agradecimentos:** Agradecemos a bolsa de pesquisa fornecida pelo CNPQ a Mayra Pimenta doutoranda do Programa de Doutorado em Ciências Ambientais da UFG e a Funape-UFG pelo apoio financeiro para realização do projeto.

## Apêndice 1

Tabela 1: Morfoespécies de Chrysomelidae restritas a cada um dos tipos de habitats avaliado em áreas de Cerrado, Estado de Goiás, Brasil.

<b>Campo natural</b>	<b>Cerrado natural</b>	<b>Mata</b>	<b>Eucaliptal</b>	<b>Pasto</b>
<i>Chrysomelidae</i> sp124	<i>Alticini</i> sp42	<i>Diabrotica</i> sp4	<i>Chrysomelidae</i> sp128	<i>Chrysomelidae</i> sp75
<i>Chrysomelidae</i> sp8	<i>Eumolpinae</i> sp7	<i>Colaspis</i> sp7	<i>Alticini</i> sp43	<i>Iphimeini</i> sp9
<i>Bruchinae</i> sp1	<i>Eumolpinae</i> sp8	<i>Alticini</i> sp10	<i>Chrysomelidae</i> sp136	<i>Alticini</i> sp40
<i>Chrysocephalini</i> sp1	<i>Chrysomelidae</i> sp122	<i>Alticini</i> sp24	<i>Chrysomelidae</i> sp139	<i>Eumolpinae</i> sp13
<i>Alticini</i> sp19	<i>Cryptocephalus</i> sp1	<i>Sennius</i> sp1	<i>Chrysomelidae</i> sp142	<i>Diphaltica</i> sp1
<i>Chrysomelidae</i> sp4	<i>Eumolpinae</i> sp5	<i>Chrysodina</i> sp1	<i>Chrysomelidae</i> sp144	<i>Chrysomelidae</i> sp79
<i>Trichaltica</i> sp2	<i>Eumolpinae</i> sp6	<i>Colaspis</i> sp5	<i>Chrysomelidae</i> sp148	<i>Iphimeini</i> sp7
<i>Chrysomelinae</i> sp2	<i>Chrysomelidae</i> sp123	<i>Diabrotica</i> sp2	<i>Uroplata</i> sp1	<i>Sternocolaspis</i> sp1
<i>Cacoscelis</i> sp1	<i>Physimerus</i> sp1	<i>Bruchia</i> sp1	<i>Colaspis</i> sp4	<i>Gioia</i> sp1
<i>Chrysomelidae</i> sp125	<i>Chrysomelidae</i> sp132	<i>Diabroticini</i> sp1	<i>Iphimeini</i> sp2	<b>Vereda</b>
<i>Chrysomelidae</i> sp131	<i>Diabrotica</i> sp6	<i>Chaetocnema</i> sp02	<i>Eumolpinae</i> sp9	<i>Alticini</i> sp39
<i>Chrysomelidae</i> sp135	<i>Chrysomelidae</i> sp18	<i>Chrysomelidae</i> sp48	<i>Iphimeis</i> sp2	<i>Chrysomelidae</i> sp105
<i>Alticini</i> sp08	<i>Chrysomelidae</i> sp19	<i>Hispinae</i> sp4	<i>Chrysomelidae</i> sp1	<i>Chrysomelidae</i> sp106
<i>Longitarsus</i> sp 4	<i>Chrysomelidae</i> sp33	<i>Hispinae</i> sp5	<i>Chrysomelidae</i> sp12	<i>Chrysomelidae</i> sp127
<i>Cassidinae</i> sp3	<i>Chrysomelidae</i> sp70	<i>Chrysomelidae</i> sp52	<i>Odontispa</i> sp1	<i>Chrysomelidae</i> sp20
<i>Chrysomelidae</i> sp68	<i>Eumolpinae</i> sp12	<i>Chrysomelidae</i> sp53	<i>Chrysomelidae</i> sp74	<i>Chrysomelidae</i> sp67
<i>Bruchinae</i> sp3	<i>Chrysomelidae</i> sp110	<i>Chrysomelidae</i> sp54	<i>Alticini</i> sp35	<i>Chrysomelidae</i> sp77
<i>Chaetocnema</i> sp05	<i>Chrysomelidae</i> sp112	<i>Chrysomelidae</i> sp55	<i>Syphraea</i> sp5	<i>Iphimeina</i> sp1
<i>Iphimeina</i> sp2	<i>Chrysomelidae</i> sp147	<i>Alticini</i> sp32	<i>Epitrix</i> sp3	<i>Sternocolaspis</i> sp2
<i>Chrysomelidae</i> sp104	<i>Chrysomelidae</i> sp149	<i>Iphimeini</i> sp7	<i>Wanderbiltiana</i> sp1	
<i>Brasilaphthona</i> sp2	<i>Chrysomelidae</i> sp103	<i>Pachymerus</i> sp1	<i>Syphraea</i> sp4	
<i>Parasyphraea</i> sp1	<i>Lamprosomatinae</i> sp1	<i>Babiini</i> sp1	<i>Alticini</i> sp46	
	<i>Chrysomelidae</i> sp150	<i>Cassidinae</i> sp4	<i>Paria</i> sp1	
<b>Campo regeneração</b>	<i>Alticini</i> sp22	<i>Chrysomelidae</i> sp114	<i>Chrysomelidae</i> sp84	
<i>Walterianella</i> sp1	<i>Diabrotica</i> sp 1	<i>Chrysomelidae</i> sp133	<i>Chrysomelidae</i> sp146	
<i>Chaectonema</i> sp01	<i>Alticini</i> sp47	<i>Chrysomelidae</i> sp16		
<i>Chrysomelidae</i> sp130		<i>Hispinae</i> sp1		
<i>Alticini</i> sp25	<b>Cerr regeneração</b>	<i>Chrysomelidae</i> sp24	<b>Mina</b>	
<i>Octogonota</i> sp1	<i>Chrysomelidae</i> sp37	<i>Chrysomelidae</i> sp36	<i>Chrysomelidae</i> sp99	
<i>Systema</i> sp1	<i>Chrysomelidae</i> sp119	<i>Cassidinae</i> sp2	<i>Chrysomelidae</i> sp98	
<i>Mewgistops</i> sp1	<i>Chrysomelidae</i> sp134	<i>Chrysomelidae</i> sp58	<i>Heikertingerella</i> sp3	
<i>Longitarsus</i> sp1	<i>Plagiodera</i> sp1	<i>Chrysomelidae</i> sp60	<i>Chrysomelidae</i> sp137	
	<i>Diabrotica</i> sp5	<i>Chrysomelidae</i> sp62	<i>Chrysomelidae</i> sp62	
	<i>Chrysomelidae</i> sp56	<i>Chrysomelidae</i> sp72	<i>Chrysomelidae</i> sp93	
	<i>Kuschelina</i> sp2	<i>Octogonotes</i> sp2	<i>Chrysomelidae</i> sp94	
	<i>Alticini</i> sp16	<i>Chrysomelidae</i> sp88	<i>Chrysomelidae</i> sp145	
		<i>Chrysomelidae</i> sp95	<i>Chrysomelidae</i> sp69	

## Capítulo 2\*

Resposta escala - dependente aos atributos da paisagem de uma assembléia de besouros herbívoros tropicais

---

\* Este capítulo foi editado segundo às normas da Revista *Landscape Ecology*

**Resposta escala - dependente aos atributos da paisagem de uma assembléia de besouros herbívoros tropicais**

Mayra Pimenta

Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese - LETS, Sala 114, Universidade Federal de Goiás, Campus Samambaia, Goiânia, Goiás, Brasil.

E-mail: [mayrapimenta@yahoo.com.br](mailto:mayrapimenta@yahoo.com.br)

Paulo De Marco Júnior

Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese - LETS, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil

Caroline Costa Corrêa

Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese - LETS ,ICB1, Sala 114, Universidade Federal de Goiás, Campus Samambaia, Goiânia, Goiás, Brasil.

## **Resposta escala - dependente aos atributos da paisagem de uma assembléia de besouros herbívoros tropicais**

### **Resumo**

A complexidade e heterogeneidade da paisagem influenciam diferentemente a diversidade e distribuição de muitos organismos, de acordo com as características das espécies e as interações bióticas por elas estabelecidas. A resposta das comunidades naturais é frequentemente escala - dependente e varia, entre outros fatores, com a capacidade de percepção das espécies frente a mudanças no ambiente. Nós avaliamos a escala de resposta de comunidade de crisomelídeos às alterações nos atributos da paisagem medidos através de dois produtos do sensoriamento remoto: NDVI e classificação da cobertura do solo. As relações encontradas entre os atributos da paisagem foram positivas em escalas finas para a riqueza de Chrysomelidae que aumenta como a elevação da complexidade do habitat (média do NDVI) enquanto a diversidade beta aumenta com a heterogeneidade do habitat (desvio padrão do NDVI). A abundância de crisomelídeos é maior em ambientes mais complexos independente da escala avaliada. O aumento da quantidade de áreas florestadas naturais (mata e vereda), medidas pela classificação do uso do solo, refletiu também em uma maior riqueza de Chrysomelidae, salientando a importância destas duas fitofisionomias na manutenção da biodiversidade de besouros herbívoros em ambiente formado por mosaicos.

**Palavras chaves:** Complexidade do habitat, heterogeneidade do habitat, diversidade beta, abordagem multi-escala, NDVI

## Scale-dependent responses to landscape attributes in a tropical herbivorous beetles assemblage

### Abstract

Landscape complexity and heterogeneity differently influence the diversity and distribution of many organisms, according to the species characteristics and the biotic interspecific interactions they establish. The response of natural communities is often scale-dependent and varies accordingly to the species perception ability regarding environmental changes. We evaluated the response scale of the leaf beetle community to landscape attributes changes measured by two products of remote sensing, NDVI and land cover classification. In fine scales, both the relations found between landscape attributes and Chrysomelidae species richness and beta diversity were positive, increasing with the increase of habitat complexity (mean NDVI) and habitat heterogeneity (standard deviation of NDVI) respectively. Leaf beetles abundance was greater in more complex environments regardless the assessed scale. The higher amount of natural forested areas (forest and *vereda*), measured by land cover classification, also reflected in a greater Chrysomelidae species richness, highlighting the importance of these two forest types in the maintenance of herbivorous beetles biodiversity on landscape mosaic environments.

**Key Word:** Habitat complexity, habitat heterogeneity, beta diversity, multi scale approach, NDVI

## **Resposta de Chrysomelidae (Coleoptera) aos atributos de uma paisagem em mosaico em diferentes escalas espaciais.**

### **1. Introdução**

Os componentes espaciais da paisagem como a área, o arranjo e a conectividade dos habitats, a quantidade de manchas e a heterogeneidade espacial influenciam de forma direta a diversidade e distribuição dos organismos, afetando-os diferentemente de acordo com as características das espécies (especialistas ou generalistas) e suas interações bióticas (Pearman 2002; Thies et al. 2003; Chust et al. 2004; Hirao et al. 2008).

Neste estudo, os componentes ambientais estão resumidos em dois atributos da paisagem: a complexidade do habitat e a heterogeneidade ambiental. Na literatura tais conceitos variam consideravelmente, sendo por repetidas vezes confundidos ou mesmo igualados (Tews et al. 2004). A definição destes atributos é crucial para entendermos a relação entre estrutura do habitat e os padrões de diversidade e distribuição das espécies. A complexidade do habitat é aqui entendida como desenvolvimento do estrato vertical da vegetação em um determinado habitat. A complexidade representa a densidade/abundância absoluta de estruturas por unidade de área (Root 1973; McCoy and Bell 1991) e, considerando o estudo da biodiversidade animal, deve ser principalmente expressa por medidas relacionadas à densidade de plantas. A heterogeneidade ambiental está relacionada à abundância relativa dos diferentes componentes da



estrutura do habitat (McCoy and Bell 1991) e está associada à variação horizontal na fitofisionomia dentro do habitat (Sarmiento 1984; Brown 1991).

A relação entre diversidade e complexidade/heterogeneidade de habitats é comumente direta (Brose 2003; Tews et al. 2004) e encontrada freqüentemente em comunidades de besouros (Zerm et al. 2001; Brose 2003; Colunga-Garcia et al. 2007). Várias hipóteses podem ser citadas por explicarem esta relação e entre elas está a “*hipótese da disponibilidade de recursos*” (Root 1973; Kareiva 1983) que prediz que insetos herbívoros podem ser mais abundantes em grandes manchas de plantas hospedeiras (por exemplo, monoculturas) com altas taxas de produtividade primária, essencial à um grupo herbívoro como Chrysomelidae (Insecta: Coleoptera). Uma explicação alternativa é dada pela “*hipótese de heterogeneidade dos habitats*” (Simpson 1949; MacArthur and Wilson 1967) que prevê que, quanto maior a heterogeneidade dos habitat mais espécies e indivíduos devem coexistir. Nestes ambientes haveria uma maior disponibilidade de recursos/nichos a serem explorados.

O interessante das hipóteses associadas a esse tema está em poder separar os efeitos da complexidade e da heterogeneidade na estrutura da comunidade. Um raciocínio possível é que o aumento de complexidade pode representar um aumento de área disponível para colonização, pelo menos se considerarmos insetos terrestres associados à vegetação. Da mesma forma, ela pode representar um aumento de biomassa disponível para possíveis herbívoros, por exemplo. Nesse sentido, essa hipótese pode ser considerada como um corolário da *hipótese de espécie-energia* (Wright 1983), pelo menos no sentido de

compartilhar o mesmo mecanismo. Nesse caso, o aumento da complexidade simplesmente aumenta o número de indivíduos que podem colonizar a área e o aumento da riqueza é simplesmente uma consequência disto. A hipótese de heterogeneidade (MacArthur and Wilson 1967), no entanto, está relacionada a outros mecanismos, fortemente associada à teoria do nicho. O maior número de elementos no sistema representa um aumento de tipos vegetais ou de condições de microhabitat que representam um aumento de nichos disponíveis a serem colonizados.

Mudanças na paisagem podem afetar a estrutura das comunidades de acordo com a capacidade de percepção das variações ambientais pelo organismo foco, da forma como os atributos da paisagem são medidos e da escala espacial analisada. Diferentes autores tem se preocupado em considerar não só os efeitos de mudanças nos padrões de paisagem como do arranjo espacial dos fragmentos de habitats sobre a estrutura da comunidade, avaliando como distúrbios locais, causados especialmente pela expansão dos sistemas agrícolas, afetam os padrões da comunidade em nível de paisagem e as suas interações biológicas e as implicações destas mudanças sobre estratégias de conservação da diversidade biológica (Tschardt et al. 2002; Thies et al. 2003; Aviron et al. 2005; Hirao et al. 2008). A análise da estrutura da comunidade nas diferentes escalas da paisagem permite a identificação de variações espaciais na distribuição das espécies em decorrência de interações entre espécies com diferentes exigências de habitat (Wu and Smeins 2000; Pearman 2002; Chust et al. 2004; De Mas et al. 2009). A capacidade de percepção de variações pelas espécies em uma escala dependerá

das características da espécie em questão, no que se refere a sua capacidade de dispersão, exploração de recursos e mesmo comportamento reprodutivo do táxon (Pearman 2002; Vanbergen et al. 2007).

As discussões a respeito da relação entre as características e do arranjo espacial de manchas de habitat para a conservação de espécies devem considerar não só a estrutura da paisagem como também as transformações as quais estão sujeitas. Paisagens em mosaico podem ocorrer de forma não-natural, principalmente pela substituição de habitats por atividades antrópicas como áreas de cultivo e pastagem, ou ainda serem naturalmente formadas por manchas de diferentes tipos de habitats (Silva et al. 2006). A heterogeneidade ambiental encontrada nestes sistemas pode ser considerada um dos fatores determinantes dos padrões de diversidade e distribuição de espécies, por afetar a chance de ocorrência local de espécies competidoras (Hampton 2004; Sarty et al. 2006) e a variedade ambiental na escala da paisagem (Duelli 1997). Como um exemplo, o Cerrado apresenta uma grande variabilidade espacial natural que é um importante determinante da diversidade local e da paisagem (Oliveira-Filho and Ratter 2002; Brown Jr and Gifford 2002), principalmente pela presença de vários tipos fitofisionômicos (como cerrado, campo, veredas e mata) em um mesmo local. Sob outro ponto de vista, Carvalho et al. (2009) mostraram como paisagens naturais estão entremeadas com diferentes níveis de áreas antrópicas em uma área core de Cerrado e como isso varia largamente em relação a atributos físicos do sistema como a inclinação do terreno. Isso sugere uma interação complexa entre a

heterogeneidade natural do Cerrado e o processo de antropização dessas paisagens.

Para a compreensão da variação da diversidade em sistemas de mosaicos (e.g. Cerrado do Brasil central) é adequado diferenciar as escalas espaciais de acordo com a proposta de Whittaker et al. (2001) que usa os termos local (dentro de um tipo fitofisionômico), paisagem (para a biodiversidade em uma área com diferentes tipos de habitats/mosaico de habitats) e em macro-escala (para a biodiversidade regional, como regiões biogeográficas). Esse reconhecimento decorre do fato de que os diferentes mecanismos que determinam a estrutura dessas comunidades têm efeitos dependentes da escala (Pearman 2002; Chust et al. 2004). Assim, a heterogeneidade ambiental em um sistema de mosaicos ambientais precisa ser adequadamente diferenciada em seus componentes locais (dentro das manchas) e de paisagem (entre manchas) para uma avaliação adequada de seu efeito sobre o sistema.

A manutenção da heterogeneidade ambiental do Cerrado tem sido comprometida pela conversão de áreas naturais em paisagens antrópicas, intensificado com a expansão das atividades agrícolas, de pecuária e a urbanização (Sano et al. 2001; Machado et al. 2004; Carvalho et al. 2009). Processos de fragmentação em mosaicos ambientais podem inicialmente promover uma elevação da diversidade pela inclusão de novos tipos de habitats, no entanto, a intensificação dos distúrbios pode levar a substituição de áreas naturais por grandes extensões de áreas impactadas com conseqüente homogeneização e simplificação do sistema (Brown Jr 1997) A eminência da

redução da diversidade biológica em função destas intervenções antrópicas nos diferentes habitats requer o estabelecimento de propostas que visem aumentar a rapidez e eficiência das avaliações ambientais e no fornecimento de informações úteis em planos de gerenciamento e conservação da biodiversidade.

Técnicas de sensoriamento remoto podem ser usadas como uma ferramenta para mapear a distribuição e diversidade de espécies (Cardillo et al. 1999; Luoto et al. 2002; Goetz et al. 2007; Rocchini et al. 2007); correlacionar a heterogeneidade do habitat e a diversidade de espécies (Schmidt et al. 2008) e avaliar o efeito de perturbações na paisagem sobre a diversidade de espécies (Sousa et al. 2006). Índices extraídos a partir do processamento de imagens, particularmente o NDVI (do inglês *“normalised difference vegetation index”*), têm sido utilizados para prever a ocorrência de espécies de aves (Saveroid et al. 2001), riqueza de espécies de árvores tropicais (Bawa et al. 2002), de aranhas (De Mas et al. 2009) e de besouros (Lassau and Hochuli 2008). O NDVI é um indicador da presença e da atividade fotossintética da vegetação verde e está relacionado com a biomassa e percentagem de cobertura do solo (Lillesand and Kiefer 2000). Tanto a complexidade do habitat quanto a heterogeneidade ambiental podem ser medidas através destes e relacionadas às informações das comunidades naturais (Chust et al. 2003).

A construção de modelos preditivos de riqueza e distribuição de espécies depende da existência de associações diretas entre as espécies e as variáveis indicadoras (Cardillo et al. 1999), para que estes possam ser seguramente extrapolados em toda a região de interesse. A agregação de dados ambientais e

produtos de sensoriamento remoto tem se mostrado uma abordagem promissora para a avaliação, monitoramento, estimativa de valor de biodiversidade como parte dos esforços para representar diversidade biológica dentro das limitações práticas, tais como área, custo e tempo (Chust et al. 2004; Lassau and Hochuli 2008). Neste sentido procuramos reconhecer a existência de uma relação entre dados de riqueza, abundância e diversidade beta de besouros herbívoros e dados obtidos a partir de análises de imagens de satélite em diferentes escalas espaciais. A concepção dos descritores calculados a partir dos valores de NDVI faz parte da abordagem multiescalar (Pearman 2002; Chust et al. 2003), que permite mensurar dois importantes atributos da paisagem: a complexidade estrutural e a heterogeneidade ambiental, e é baseada na análise de “grids” da paisagem espacialmente aninhadas em torno de cada local de amostragem. Esta abordagem é uma alternativa para a abordagem baseada em manchas, que implicitamente assume que limites das manchas definidos por humanos correspondem a mesma percepção dos organismos (Chust et al. 2004).

Chrysomelidae é um dos grupos mais diversos e abundantes de invertebrados, sendo vistos como potenciais bioindicadores em função da estreita relação que mantêm com suas plantas hospedeiras. Pouco se sabe, no entanto à respeito do limite de percepção destes organismos a variações ambientais. Embora a capacidade dos organismos se deslocarem de uma mancha de habitat a outra, isto é sua mobilidade, seja bastante variável, espera-se que esta se apresente maiores nos níveis tróficos superiores decrescendo nas direções mais basais da cadeia trófica (Holt 1996) que seriam também menos mais susceptíveis

a distúrbios na paisagem (Thies et al. 2003). Esta consideração nos permite pressupor que insetos herbívoros, como crisomelídeos, teriam uma faixa de condições as quais poderiam perceber variações ambientais. Determiná-la, num contexto de paisagem pode ser um importante passo para entender a estruturação de suas comunidades, sua resposta ecológica aos atributos da paisagem e, além disso, prever como estas responderiam às modificações antrópicas, subsidiando seu uso como biondicador.

Objetivamos avaliar como a estrutura da comunidade de Chrysomelidae (riqueza, abundância e composição) responde aos atributos de paisagem (Cobertura vegetal, heterogeneidade ambiental, dominância do habitat) e a força desta resposta em diferentes escalas espaciais. Para isso estabeleceremos a relação entre riqueza e abundância de Chrysomelidae aos descritores da paisagem derivados dos valores de NDVI de cada ponto amostral. Como padrões da paisagem sobre o fluxo de organismos podem afetar a riqueza de espécies diferentemente da composição de espécies a resposta destes descritores complementares da estrutura da comunidade à escala da paisagem deve ser diferente (Chust et al. 2004). Assim buscamos também relacionar os valores de diversidade beta destes pontos aos descritores da paisagem. Esperamos que a riqueza e a abundância de Chrysomelidae estejam positivamente correlacionadas à complexidade, enquanto a diversidade beta estaria ligada à heterogeneidade ambiental. Esta consideração pode ser estendida e prevemos que em escalas mais finas a complexidade estrutural da vegetação exerça uma importante influência sobre a comunidade de Chrysomelidae e em escalas maiores a

heterogeneidade ambiental é que será mais facilmente percebida pelos elementos dessa comunidade. A partir dos resultados obtidos, buscamos avaliar também o efeito da substituição de manchas de habitats naturais por áreas em que há atividades antrópicas sobre a diversidade de Chrysomelidae. Esperamos assim subsidiar a utilização crisomelídeos como bioindicador no Cerrado em nível de paisagem pela definição da sua capacidade de percepção às alterações ambientais.

## **2. Metodologia**

### **2.1. Local de Estudo**

A região de estudo está localizada ao norte do estado de Goiás, nos municípios de Niquelândia e Barro Alto (Figura 1A), e inclui 41 pontos amostrais divididos entre áreas naturais representativas de diferentes fitofisionomias do Bioma Cerrado e áreas não naturais como pastos, eucaliptais e áreas de mineração.



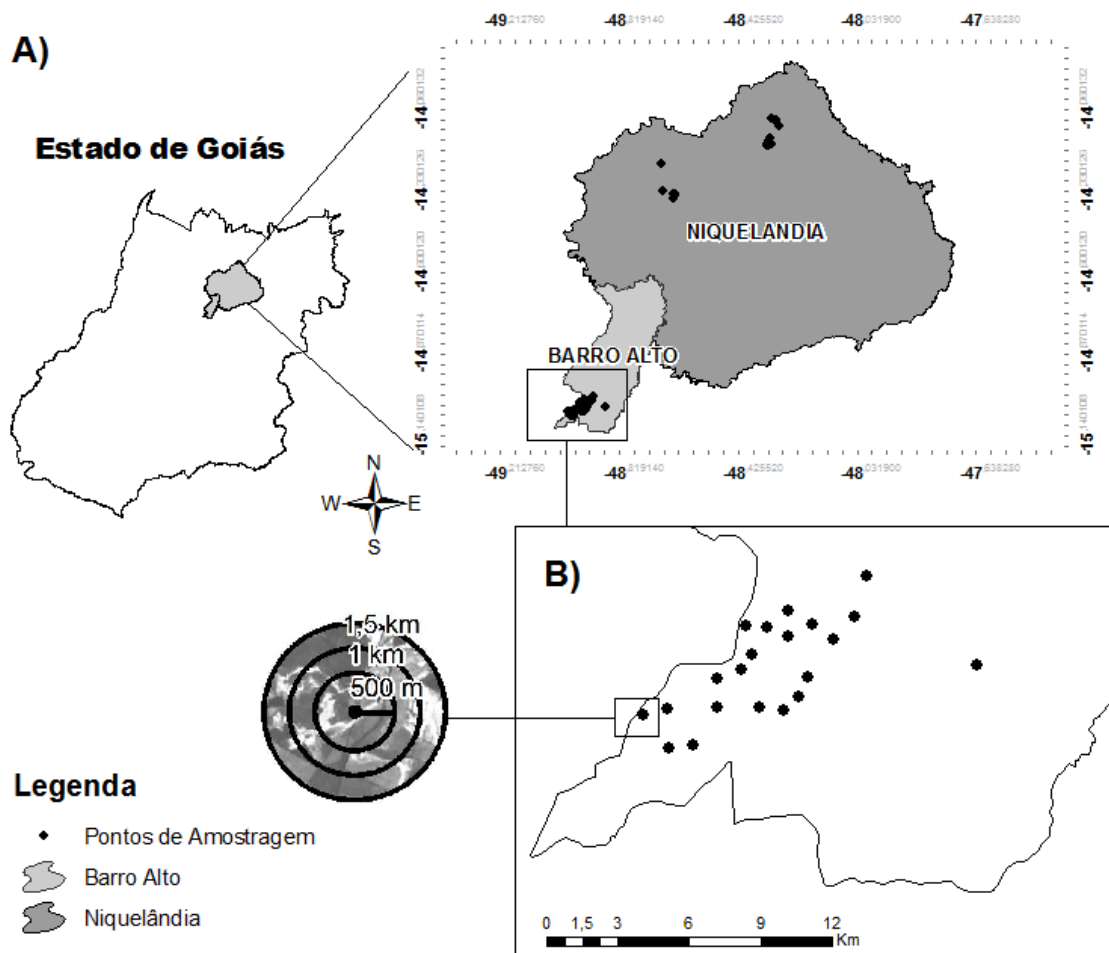


Figura 1: Localização dos pontos amostrados nos municípios de Niquelândia e Barro Alto, Goiás (A) e círculos aninhados ao redor de cada ponto amostrado, em intervalos espaciais de 30m à 1.5 km (B)

## **2.2. Dados de Chrysomelidae**

Foram analisados 1117 crisomelídeos pertencentes à 245 morfoespécies, distribuídos pelos diferentes habitats avaliados. Os crisomelídeos foram coletados em campanhas realizadas nos meses de novembro de 2007, fevereiro e abril de 2008, março, setembro e outubro de 2009 no município de Niquelândia e nos meses de maio, novembro e dezembro de 2009 em Barro Alto, durante o período chuvoso em que o pico de abundância de coleópteros é maior (Pinheiro et al. 2002; Santos et al. 2003). As coletas foram realizadas mediante a utilização de armadilha Malaise (Townes 1972). Após a triagem, os besouros foram identificados sempre ao menor grupo taxonômico possível. A identificação foi feita mediante o uso de chaves e por comparação com o material existente nas coleções da Universidade Federal de Goiás e de outras instituições.

## **2.3. Dados ambientais e de paisagem**

Os dados ambientais a partir dos quais foram definidos os atributos da paisagem foram constituídos a partir de três grupos de informações obtidas diferentemente: atributos da paisagem derivados do NDVI, Cobertura vegetal/uso do solo predominante geradas pela classificação supervisionada de imagens e informações visuais da área.

Para gerar as informações relativas à paisagem foram utilizadas imagens geradas a partir do satélite Landsat TM (julho de 2008, órbita 222, ponto 70) cuja resolução espacial é de 30 x 30 m e tem sete bandas espectrais. A escolha das

imagens restringiu-se ao período do estudo e a quantidade de nuvens que poderiam gerar algum ruído nos dados. Para o registro, foi realizada a composição colorida baseada nas bandas TM5, TM4 e TM3 das imagens. A técnica utilizada foi a reamostragem de convolução cúbica dos “pixels” de cada cena, baseada no mosaico Landsat georreferenciado Geocover da NASA. A partir das imagens foram gerados dois diferentes tipos de informações: o índice de vegetação NDVI proposto por (Rouse et al. 1973) e a classificação de uso do solo.

Os valores de NDVI resultam da seguinte equação:

$$NDVI = (Forber \text{ and } Baker \ 1990) / (NIR + R)$$

em que *NIR* é a energia refletida na região do infravermelho próximo (banda 4), e *R* é a energia refletida na região do vermelho (banda 3) do espectro eletromagnético. Foram construídos múltiplos buffers em torno dos pontos amostrais em 24 diferentes escalas da paisagem, desde escala mais finas (por exemplo, 30,60, 90 metros) a escalas maiores (1300, 1400 e 1500 metros) e então obtidas a média e ao desvio padrão do NDVI de cada um destes (Figura 1B). 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 enquanto áreas com cobertura apresentariam valores próximos a 1.

As informações sobre os valores de NDVI foram particionadas a fim de se obter os descritores da paisagem nas diferentes escalas da paisagem. Foram calculados dois índices espaciais a partir do NDVI: A média (**M**), dando a tendência central do índice de vegetação e o desvio padrão (**SD**), como uma

medida de heterogeneidade do NDVI que são, respectivamente, indicadores de cobertura vegetal (**M**), a heterogeneidade da paisagem (**SD**) (Chust et al. 2003).

A cobertura vegetal (**CV**) ou uso do solo predominante em torno dos pontos amostrais nas diferentes escalas espaciais foi obtida através de uma classificação supervisionada das imagens. Sendo realizada com o procedimento de máxima verossimilhança utilizando bandas espectrais e informações texturais. Para isso tais pontos foram novamente agrupados em três categorias: áreas naturais abertas (campo, cerrado), áreas naturais fechadas (mata, vereda) e áreas antropizadas (mina, pastagem e eucaliptais).

As informações visuais da área permitiram a categorização do Habitat Dominante (**HD**) nos pontos amostrados (Tabela 1) que foram distribuídos em nove tipos de habitats (mata, cerrado natural, cerrado em regeneração, campo natural, campo em regeneração, vereda, pasto, florestas de eucalipto\_ *Eucalyptus urophylla* e mina) tendo como base para as áreas naturais, as definições fitofisionômicas apresentadas por Ribeiro e Walter ( 1998).

Baseado nas informações geradas pela análise de regressão múltipla em diferentes escalas entre os atributos da paisagem construídos a partir do NDVI foram construídos modelos de predição da riqueza, abundância e diversidade beta de Chrysomelidae. A escala do modelo de 500 metros foi utilizada já que nesta houve uma resposta significativa dos três componentes avaliados da comunidade de Chrysomelidae em relação aos atributos da paisagem derivados do NDVI.

## **2.4. Análise de dados**

Os dados de abundância foram logaritimizadas e a riqueza de crisomelídeos estimada pelo método não-paramétrico Jackknife de primeira ordem (Heltshel and Forrester 1983). Para efeitos comparativos estimou-se a diversidade  $\beta$  para cada uma das áreas dos diferentes grupos de habitats através do índice de dissimilaridade quantitativo de Sorensen (Chao et al. 2005), que mede o grau de diferença na composição de espécies entre as diferentes áreas mostradas sendo calculado a partir da abundância relativa das espécies

As relações entre os descritores da paisagem e a riqueza e abundância de Chrysomelidae foram testadas por meio de Regressão Linear Simples. Para saber se a complexidade e heterogeneidade medidas pelo NDVI foram diferentes entre os tipos de habitat dominantes foi feita uma análise de variância. A relação entre complexidade e heterogeneidade dos habitats foi avaliada para testar a independência dos dados através de uma análise de regressão simples, sendo uma importante forma de garantir que tais atributos sejam realmente diferenciados.

## **3. Resultados**

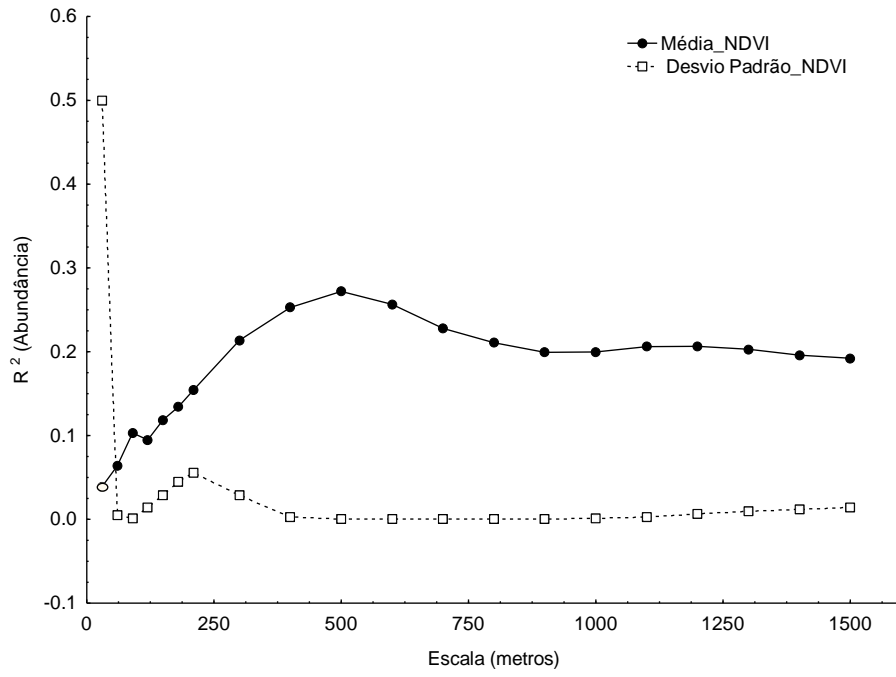
### **3.1. Relação entre abundância, riqueza e composição de Chrysomelidae e descritores da paisagem derivados de NDVI**

A riqueza estimada de Chrysomelidae entre os habitats amostrados variou de  $165 \pm 27.1$  e  $23.67 \pm 11.89$  enquanto a abundância absoluta variou entre 328 e 18 indivíduos. Os menores valores de diversidade beta (0.865 e 0.877) foram

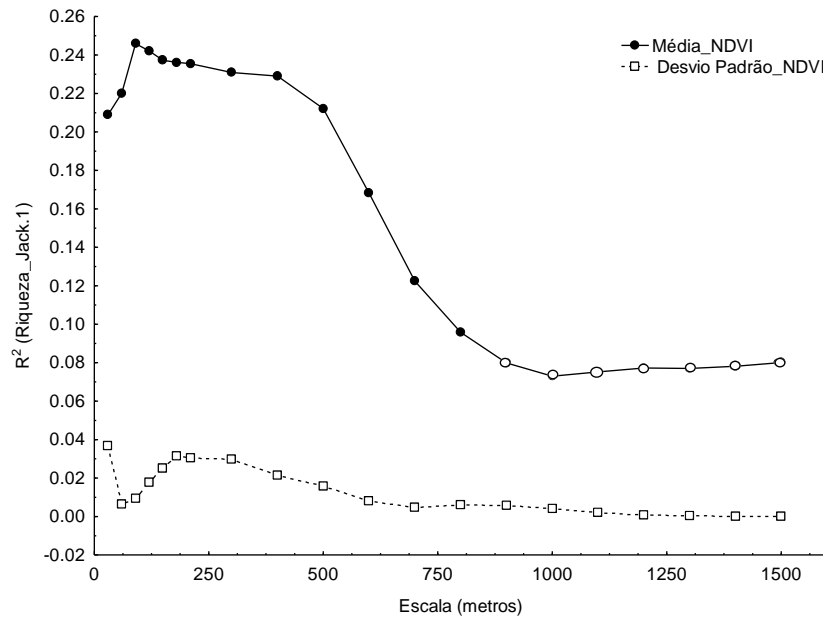
encontrados em áreas pasto e mineração ao passo que os maiores valores (0.976 e 0.975) registrados em áreas de mata e vereda. A abundância de crisomelídeos aumenta com a complexidade do habitat na maioria das escalas espaciais a exceção apenas da menor escala avaliada (Figura 2A) e, na escala de 500 metros registramos a maior porcentagem de explicação da abundância de crisomelídeos (28%) explicada pela média do NDVI. Quanto à riqueza, o número de espécies de crisomelídeos aumenta em resposta ao aumento complexidade do habitat sendo perceptível até 800m (Figura 2B), com o registro da maior porcentagem de explicação da abundância de crisomelídeos (25%) explicada pela média do NDVI, na escala de 90 metros. A abundância assim como a riqueza não está relacionada à heterogeneidade ambiental.

A diversidade beta de Chrysomelidae está relacionada positivamente à heterogeneidade da paisagem (**SD**) no intervalo de 180 e 600 metros, mas não à complexidade do habitat (Figura 2C). A maior porcentagem de variação na diversidade  $\beta$  de Chrysomelidae explicada pelo **SD** do NDVI foi obtida na escala de 210 metros (13%).

A)



B)



C)

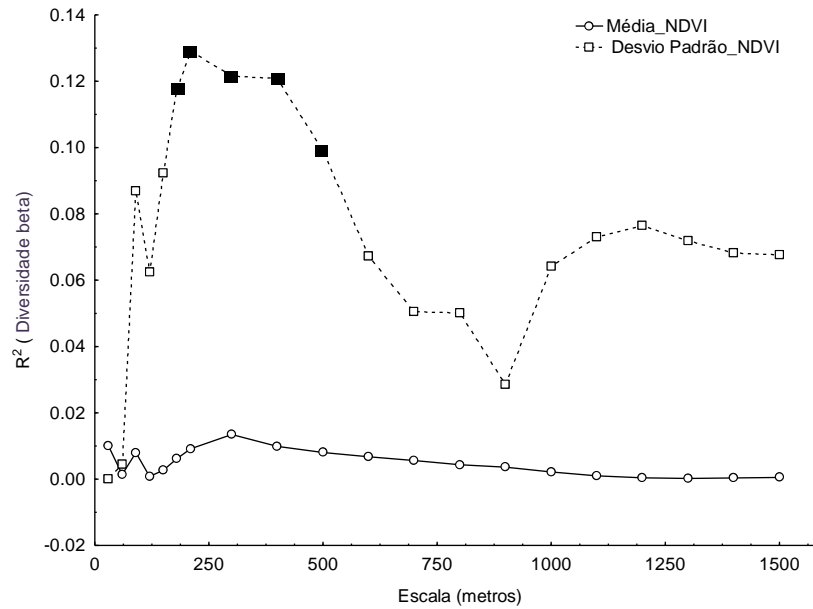


Figura 2: Relação entre a Abundância (A), Riqueza (B) e Diversidade Beta (C) de Chrysomelidae e descritores da paisagem (**M** e **SD**) derivados do NDVI. Valores de  $r^2$  significantes são indicados por símbolos sólidos (em preto) e valores não significantes por símbolos não preenchidos.

A complexidade e a heterogeneidade do habitat não estão relacionadas (Figura 3) demonstrando a independência destes atributos da paisagem, favorecendo interpretações separadas para seus efeitos nas variáveis respostas nesse estudo.



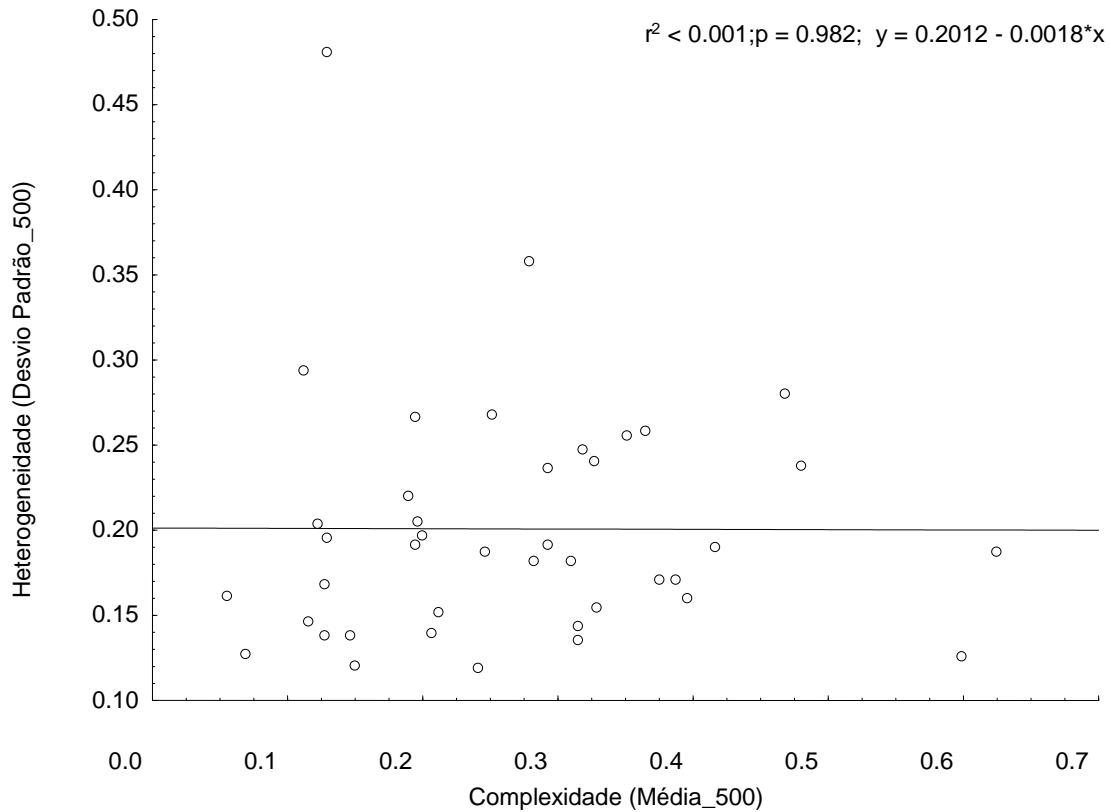
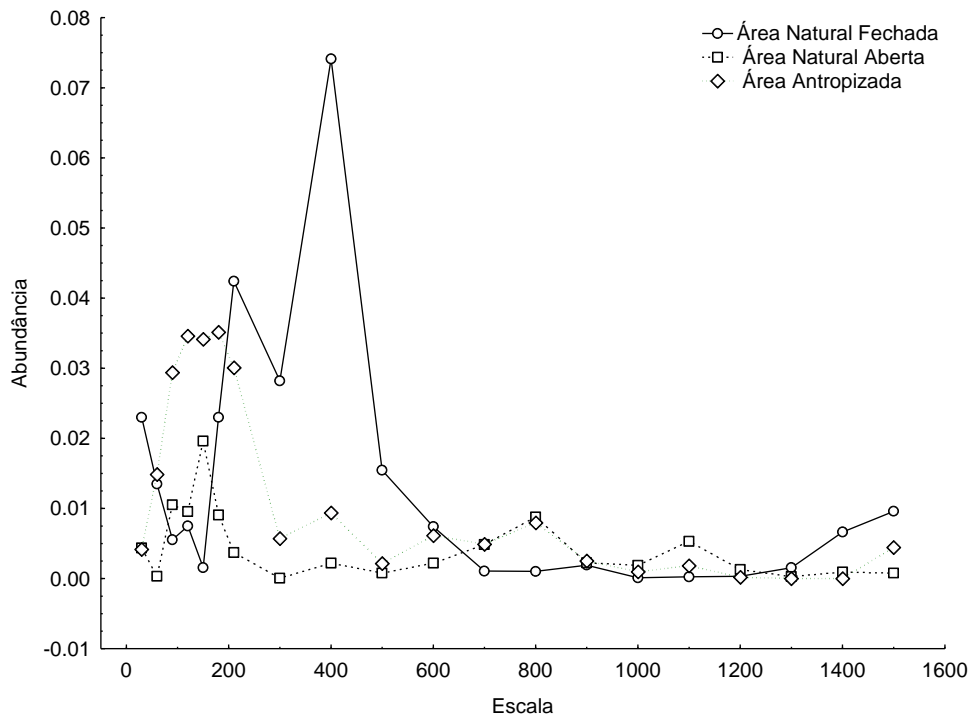


Figura 3: Relação entre complexidade (Média NDVI) e heterogeneidade da paisagem (Desvio Padrão\_NDVI) na escala de 500 metros.

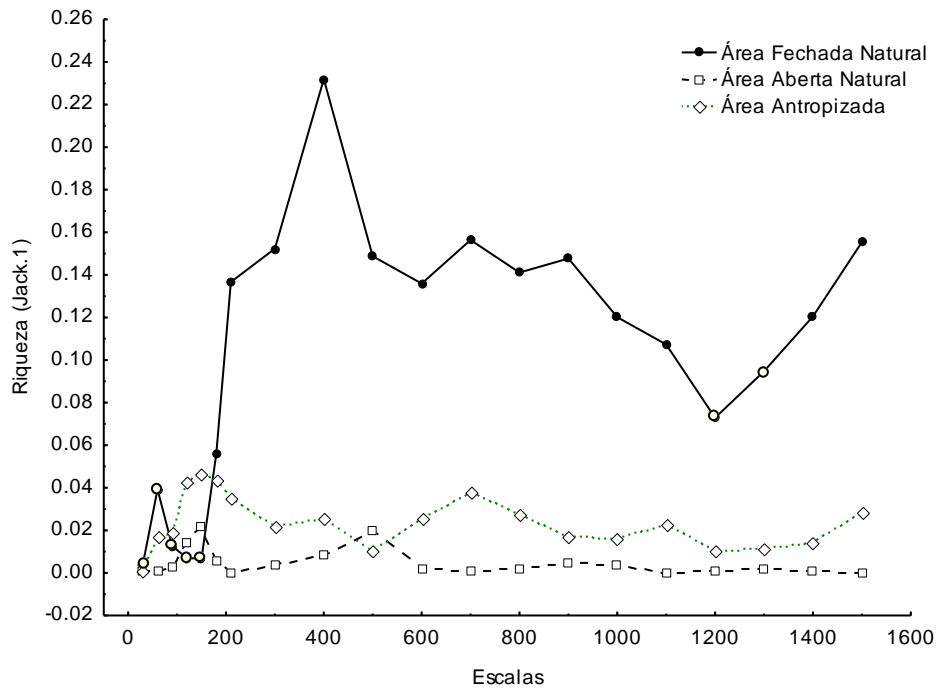
### 3.2. Relação entre Cobertura Vegetal (CV) e riqueza, abundância e composição de Chrysomelidae

Em geral, as proporções de áreas naturais abertas, áreas naturais fechadas e áreas antropizadas não estiveram relacionadas à abundância, riqueza e diversidade beta de Chrysomelidae. A exceção é feita apenas em relação ao aumento da riqueza dos crisomelídeos com o aumento da proporção de áreas fechadas naturais (Figura 4B) no intervalo de escalas 200-1100 e acima de 1400.

A)



B)



C)

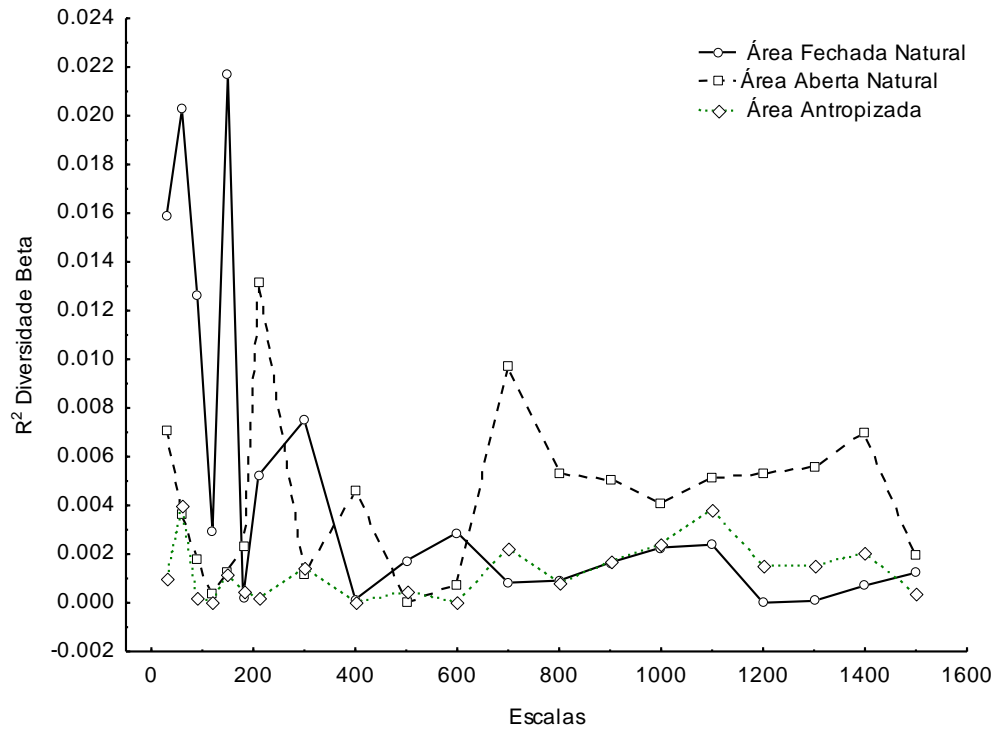


Figura 4: Relação entre a Abundância (A), Riqueza (B) e Diversidade Beta (C) de Chrysomelidae e cobertura vegetal (CV) gerada pela classificação supervisionada de imagens. Valores de  $r^2$  significantes são indicados por símbolos sólidos (em preto) e valores não significantes por símbolos não preenchidos.

### 3.3. Relação dos descritores da paisagem derivados do NDVI e o Habitat

#### Dominante

A maioria das categorias de habitats dominantes não foi diferente entre si em relação ao atributo complexidade do habitat, à exceção de áreas de eucalipto que apresentaram valor médio de NDVI superior aos demais (Figura 5A). Em relação ao atributo heterogeneidade do habitat, apenas áreas de mata apresentaram valores maiores que os demais tipos de habitat, que por sua vez, não foram diferentes entre si.

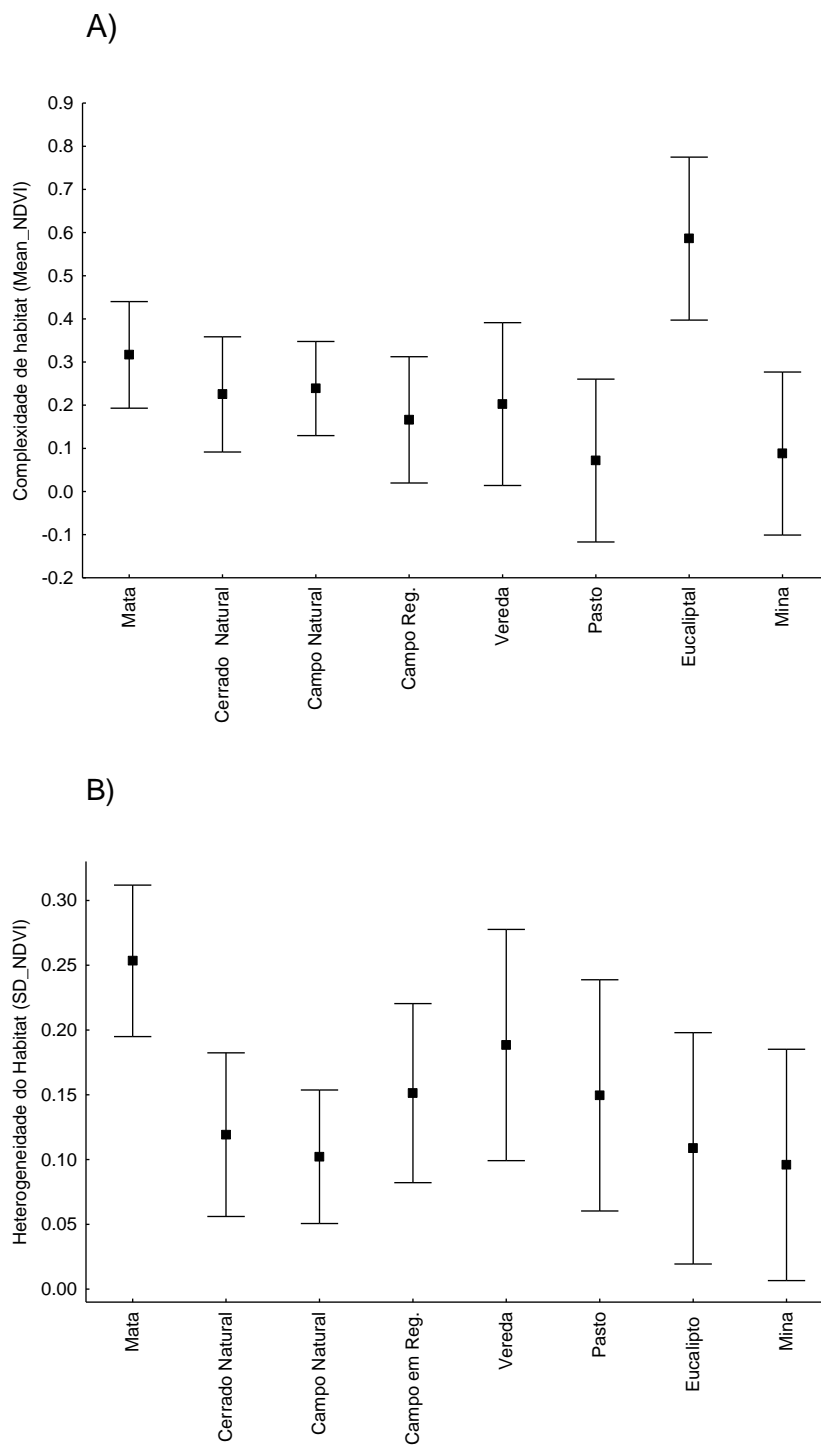


Figura 5: Valores médios de complexidade (A) e heterogeneidade (B) em cada um dos tipos de habitats do Cerrado, localizados nos municípios de Niquelândia e Barro Alto, estado de Goiás. (Barras representam o intervalo de confiança de 95%).

### **3.4. Estimativa de Diversidade de Chrysomelidae a partir dos descritores da paisagem.**

A equação ajustada para a relação entre riqueza e a média do NDVI foi  $y=9.5455 + 32.008*x$  ( $r^2 = 0.211$ ;  $r = 0.459$ ,  $p = 0.002$ ) e para a abundância  $y=0.0712 + 0.0687*x$  ( $r^2 = 0.271$ ;  $r = 0.520$ ,  $p = 0.0005$ ), na escala de 500 metros. Os valores gerados pela equação foram utilizados para extrapolar à toda área dos municípios de Niquelândia e Barro Alto os valores de riqueza de espécies, abundância e diversidade beta (Figura 6 e 7). Nesta escala a porcentagem de explicação da diversidade beta e o desvio padrão do NDVI foi baixa ( $r^2 = 0.095$ ;  $r=0.308$ ,  $p = 0.049$ ) e por este motivo, os dados não foram utilizados na predição. A riqueza e abundância de Chrysomelidae são preditas como maiores nas áreas com tons mais escuros da imagem e as áreas em que esta predição é sintetizada pelo modelo que representa a união dos locais com maior média (valores acima de 0,592) e desvio de NDVI (valores superiores a 0.562) para os municípios de Niquelândia e Barro Alto (Figura 8).

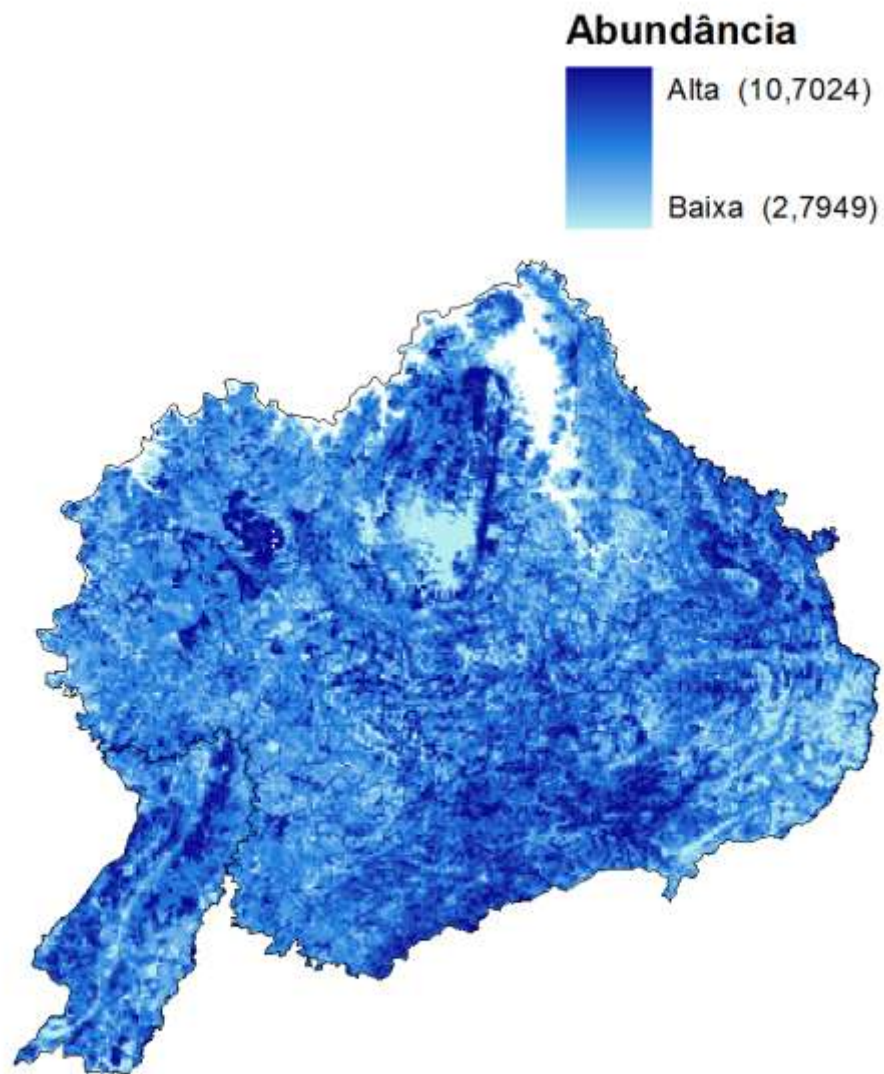


Figura 6: Modelo espacial de predição da abundância Chrysomelidae em resposta ao atributo Média do NDVI.

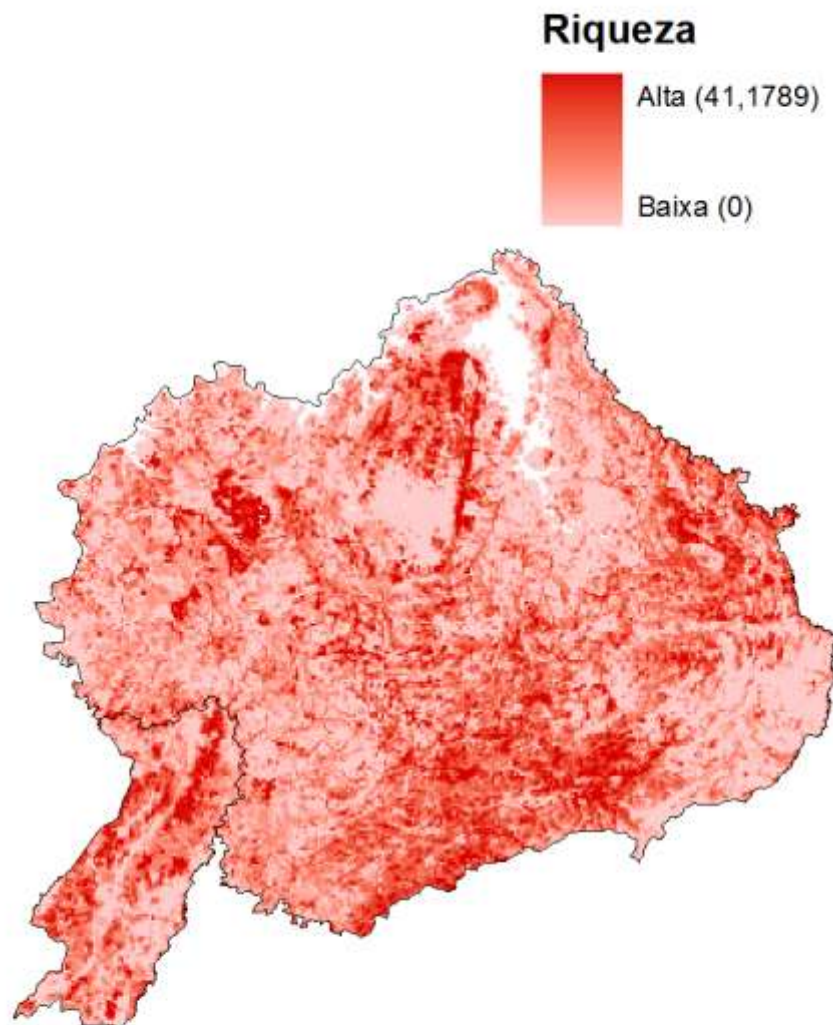


Figura 7: Modelo espacial de predição da riqueza de Chrysomelidae em resposta ao atributo Média do NDVI.

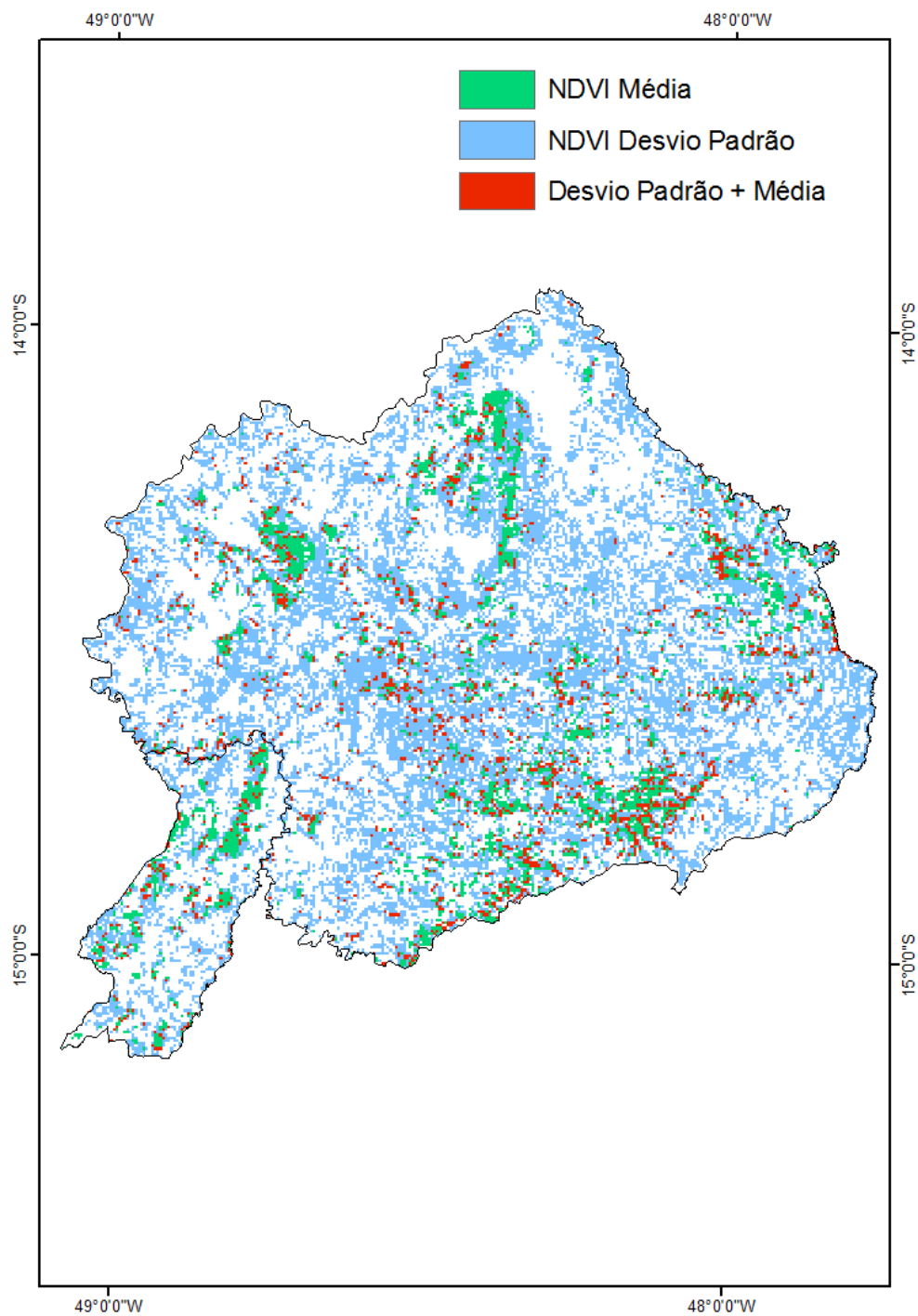


Figura 8: Modelo espacial de predição das áreas com maior riqueza, abundância e diversidade beta de Chrysomelidae em resposta à união dos atributos Média e Desvio Padrão do NDVI.



#### 4. Discussão/Conclusão

##### 4.1. Resposta de Chrysomelidae à heterogeneidade e complexidade dos habitats aos atributos da paisagem

Como esperado os atributos da paisagem afetaram positivamente a diversidade e a composição da comunidade de Chrysomelidae. A abordagem multiescalar permitiu apontar a escala ou as escalas em que houve uma resposta e, entre elas, aquela que melhor explicava a variação dos dados. Os atributos medidos pelo NDVI influenciaram diferentemente a diversidade e a composição, com a riqueza e abundância aumentando com a elevação da complexidade dos habitats e a diversidade  $\beta$  aumentando com a heterogeneidade ambiental, mas diferentemente do previsto isso não ocorreu em escalas espaciais diferentes. A relação é escala-dependente para a riqueza de Chrysomelidae sendo afetada por mudanças em uma faixa específica (Heck, Jr. et al. 1975), ao passo que para a abundância esta relação independe da escala avaliada.

É importante observar que o poder preditivo das relações encontradas no presente estudo foi pequeno ( $r^2$  sempre menores que 27%), mas isso deve ser considerado uma consequência do grande número de outras variáveis que afetam diretamente a riqueza, a abundância e a diversidade beta de crisomelídeos. Nesse panorama, o poder preditivo encontrado para uma única variável pode inclusive ser considerado alto. Valores inferiores a 30% de explicação em escalas mais finas foram também registrados para diferentes grupos de artrópodes incluindo aranhas (De Mas et al. 2009), dípteros e homópteros (Chust et al. 2004).

Ao contrário do esperado a composição não respondeu em escalas mais grossas, mas em escalas finas. Uma resposta em escala fina da composição da comunidade foi também encontrada por De Mas *et al.* ( 2009), sugerindo que, assim como para a riqueza e abundância também a composição de espécies responda a processos em escalas locais. Embora diferente do previsto, nossos resultados corroboraram aqueles encontrados por outros autores (Stoner and Jóern 2004; Schaffers et al. 2008), para os quais a composição local de plantas é o preditor mais efetivo da composição das comunidades de artrópodes, especialmente insetos herbívoros. Assim habitats que apresentem maior heterogeneidade ambiental (gerando, por exemplo, maior variedade de plantas hospedeiras) seriam mais capazes de suportar diferentes populações de espécies, com a diversidade aumentada pela presença de espécies especialistas e o contrário, uma baixa diversidade, observada quando há domínio de espécies generalistas como freqüentemente ocorre em ambientes homogêneos (Crammer 2002).

Considerando que medidas de estrutura da comunidade são importantes, mas pouco dizem a respeito das alterações na composição, ressaltamos com nossos resultados a importância de que também informações sobre a composição de espécies sejam consideradas. Poucos estudos tem se preocupado em relacionar a diversidade beta ao NDVI (mas veja Harrison *et al* ( 2006)), que é mais freqüentemente utilizado para predizer a riqueza de espécies (Chust et al. 2004; Lassau and Hochuli 2008; De Mas et al. 2009). A diversidade beta representa o elemento de diferenciação da diversidade, ao contrário da

componente de inventário, que descreve a composição de espécies de um único lugar. Essa visão mais abrangente facilita a compreensão dos efeitos de alterações ambientais e pode ajudar a explicar os mecanismos desses efeitos.

A associação entre alta diversidade beta e elevada produtividade primária é um padrão encontrado em diferentes comunidades e em maiores escalas espaciais (Chase and Leibold 2002; Chase and Ryberg 2004; Harrison et al. 2006). Entre os possíveis mecanismos que geram este padrão, de acordo com Chase & Leibold (2002) estaria a heterogeneidade ambiental local, capaz de gerar uma maior dissimilaridade de espécies com o aumento da produtividade. Tomando por base esta prerrogativa e considerando que registramos uma relação significativa entre heterogeneidade ambiental e diversidade beta em escala local esperamos que uma relação entre diversidade beta e produtividade seja encontrada em uma escala regional, não avaliada no presente estudo. Outro importante resultado encontrado é que o desvio padrão do NDVI mostrou-se uma métrica viável de heterogeneidade ambiental para escalas locais em ambientes formados por mosaico, especialmente para entre habitats de alta produtividade primária (Del Claro and Vasconcellos-Neto 1992) e habitats com menores biomassas (por exemplo, campos e cerrados).

O vínculo encontrado entre a escala e a riqueza de crisomelídeos deve estar também relacionado à sua mobilidade. Modelos de dispersão para espécies de Chrysomelidae mostram uma distância média de dispersão em torno de 98 metros, sendo a distância máxima observada em torno de 856 metros (Chapman et al. 2007). Uma resposta da riqueza em escala fina também foi encontrada para

besouros (Lassau and Hochuli 2008), aranhas (De Mas et al. 2009), homópteros e dípteros (Chust et al. 2004) demonstrando que a resposta destas comunidades a fatores ambientais deve ocorrer em nível local e reforçando a importância do uso da abordagem multiescalar (Chust et al. 2003). Estes autores destacam ainda que embora detectada a relação entre a riqueza e a complexidade do habitat, deve haver uma resposta a variáveis ambientais em escalas ainda mais finas e impossíveis de serem medidas a partir dos produtos do sensoriamento remoto.

Ressaltamos aqui a importância de que os conceitos de heterogeneidade e complexidade não sejam confundidos, especialmente em levantamentos de biodiversidade e no estabelecimento de áreas prioritárias para conservação que utilizam o NDVI como “*surrogate*” (Castagnino et al. 2004) para diversidade de espécies. Lugares mais complexos e mais heterogêneos disponibilizariam maior quantidade de recursos, mas estes dois atributos não podem ser considerados isoladamente, pois isso pode induzir a equívocos que comprometeriam a conservação de espécies. Por exemplo, nossos resultados mostram que tanto eucaliptais quanto matas apresentam altos valores de complexidade de habitat (maior biomassa e desenvolvimento dos estratos verticais), porém, áreas de mata possuem maiores valores de diversidade beta em resposta a maior heterogeneidade desse ambiente. Como o NDVI é um reflexo da produtividade e da biomassa, plantações ou outras áreas de intervenções humanas na paisagem podem interferir na interpretação dos resultados (Bawa et al. 2002) e assim, se somente a complexidade fosse escolhida como critério de conservação, plantações de eucalipto erroneamente seriam priorizada.

#### **4.2. Resposta de Chrysomelidae à Dominância do Habitat medida pela classificação do uso do solo**

As informações geradas pelo NDVI, especialmente quando combinados com os dados de classificação de uso do solo, são cada vez mais importantes nos estudos em que se deve diferenciar a variação natural em função do ecossistema e as variações decorrentes de atividades humanas, tais como a conversão do habitat (Kerr and Ostrovsky 2003). Ambientes de alta produtividade primária com diferente composição podem apresentar mesmo valor médio de NDVI e seriam mais facilmente distinguidos pelo método de classificação. Apenas em áreas florestadas foram demonstradas como um fator determinante da riqueza dos crisomelídeos tal qual àquela apresentada pelo NDVI, inclusive em muitas escalas comuns. No entanto, as informações geradas pela classificação sobre a dominância de habitat não estiveram relacionada às outras variáveis da estrutura da comunidade (abundância e composição de espécies). Estes resultados divergem do encontrado por Chust *et al.* ( 2004) já que em seu trabalho a proporção de áreas florestadas, também medidos pela classificação de uso do solo esteve relacionada positivamente com a abundância de homópteros, mas, negativamente a riqueza. Esta diferença pode estar relacionada, entre outros fatores, aos recursos utilizados pelos dois grupos de insetos herbívoros (homópteros e besouros crisomelídeos) que podem estar disponíveis mais abundantemente ou em áreas florestadas (para crisomelídeos) ou em ambientes de agricultura (para homópteros). Este raciocínio reflete a necessidade do conhecimento da biologia e ecologia dos organismos selecionados em atividades de monitoramento ambiental, reforça o cuidado necessário na escolha destes.

Um resultado importante gerado pela classificação está na demonstração de que o aumento da proporção de mata e vereda implicou na elevação da riqueza de crisomelídeos. Isso nos permite inferir sobre o enorme valor de conservação de diversidade destas duas fisionomias no Cerrado e salienta o importante papel destas duas fitofisionomias na conectividade das manchas de habitats naturais em uma paisagem em mosaico. Como legítimas representantes de habitats com alta complexidade e heterogeneidade ambiental, podem configurar-se não só como importantes corredores ecológicos, facilitando a conectividade das populações assim como habitats para uma grande diversidade de espécies. Embora protegidas pelo Código Florestal (Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965), recentemente alterado inclusive no sentido de redução de alguns limites das áreas de preservação permanente, áreas de mata tem sido intensamente submetidas a processos de antropização, sendo convertidas em pastagens ou áreas agrícolas (Eiten 1994). No Cerrado, matas de galeria têm sido sistematicamente reconhecidas como corredores naturais de dispersão de organismos, especialmente como corredores de penetração das espécies do bioma Amazônico e da Mata Atlântica (Redford and Fonseca 1986; Silva 1996). A preservação da biodiversidade nesta paisagem dependerá das estratégias de conservação destas fitofisionomias e da heterogeneidade ambiental natural desse mosaico como um todo.

#### **4.3. Estimativa de diversidade de Chrysomelidae em área de Cerrado no Estado de Goiás.**

Estabelecer uma relação entre a complexidade e heterogeneidade do habitat medidas pelo NDVI e a riqueza, abundância e composição de espécies é importante não só por permitir uma comparação entre habitats como para subsidiar a tomada de decisão no estabelecimento de estratégias de conservação e manutenção de biodiversidade, maximizando-a. Isto é bastante relevante se pensarmos que nenhuma destas áreas está incluída em unidades de conservação, apesar de funcionarem como importantes corredores biológicos entre áreas de reconhecida biodiversidade, como o Vale do Paranã e a Chapada dos Veadeiros. Os modelos espaciais aqui produzidos mostram áreas com maior riqueza de espécies que podem ser um preditor substituto para a maior diversidade de plantas hospedeiras (Flowers and Janzen 1997) e, portanto áreas prioritárias em programas de conservação com um maior refinamento, já que as medidas e projeções estão baseadas em informações locais das variáveis analisadas. Nesse estudo, os modelos gerados foram baseados com  $R^2$  baixos (entre 27 e 21%). Isso deve ao fato de que muitas outras variáveis devem afetar a distribuição dessas espécies, associado ao efeito aleatório inerente que resulta do alto número de espécies raras em cada comunidade. Mesmo assim, esses modelos devem ser considerados uma abordagem objetiva eficiente para espacializar informações de biodiversidade em áreas de uso econômico, facilitando também que o manejo dessas áreas inclua a distribuição da biodiversidade com um fator tratável.

## 5. Referências Bibliográficas

Aviron S., Burel F., Baudry J. and Schermann N. 2005. Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 108: 205-217.

Bawa K., Rose J., Ganeshiah K.N., Barve N., Kiran M.C. and Umashaanker R. 2002. Assessing biodiversity from space: an example from the Western Ghats, India. *Conservation Ecology* 6: 7.

Brose U. 2003. Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? *Oecologia* 135: 407-4133.

Brown Jr K.S. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1: 25-42.

Brown Jr K.S. and Gifford D.R. 2002. Lepidoptera in the Cerrado landscape and the conservation of vegetation, soil, and topographical mosaics. In: Oliveira P.S. and Marquis R.J. (eds) , *The cerrados of Brazil : ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press, New York, pp. 201-222.

Brown V.K. 1991. The effects of changes in habitat structure during succession in terrestrial communities. In: Bell S.S., McCoy E.D. and Mushinsky H.R.C.P. (eds) , *Habitat Structure*. Chapman and Hall VL -, pp. 141-168.

Cardillo M., MacDonald D. and Rushton S.P. 1999. Predicting mammal species richness and distributions: testing the effectiveness of satellite-derived land cover data. *Landscape Ecology* 14: 423-435.

Carvalho F.M.V., De Marco P.Jr. and Ferreira L.G. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142: 1392-1403.

Castagnino G.L.B., Message D., De Marco P.Jr. and Fernandes-Filho E.I. 2004. Avaliação da eficiência nutricional do substituto de pólen por meio de medidas de áreas de cria e pólen em *Apis mellifera*. *Revista Ceres* 41: 307-315.

Chao A., Chazdon R.L., Colwell R.K. and Shen T.J. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8: 148-159.

Chapman D.S., Dytham C. and Oxford G.S. 2007. Modelling population redistribution in a leaf beetle:



an evaluation of alternative dispersal functions. *Journal of Animal Ecology* 76: 36-44.

Chase J.M. and Leibold M.A. 2002. Spatial scale dictates the productivity–biodiversity relationship. *Nature* 416: 427-430.

Chase J.M. and Ryberg W.A. 2004. Connectivity, scale-dependence, and the productivity–diversity relationship. *Ecology Letters* 7: 676-683.

Chust G., Pretus J.L., Ducrot D., Bedós A. and Deharveng L. 2003. Identification of landscape units from an insect perspective. *Ecography* 26: 257-268.

Chust G., Pretus J.L., Ducrot D. and Ventura D. 2004. Scale dependency of insect assemblages in response to landscape pattern. *Landscape Ecology* 19: 41-57.

Colunga-Garcia M., Gage S.H. and Landis D.A. 2007. Response of all assemblage of Coccinellidae (Coleoptera) to a diverse agricultural landscape. *Environmental Entomology* 26: 797-804.

De Mas, Eva, Chust G., Pretus, Joan L.L. and Ribera C. 2009. Spatial modelling of spider biodiversity: matters of scale. *Biodiversity and Conservation* 18: 1945-1962.

Del Claro K. and Vasconcellos-Neto J. 1992. Os padres de coloração animal: exemplos na Serra do Japi. In: Morellato L.P.C.C. (ed) , *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil*. Editora da UNICAMP/FAPESP VL -, pp. 288-309.

Duelli P. 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture Ecosystems & Environment* 62: 81-91.

Eiten G. 1994. Vegetação do Cerrado. In: Novaes-Pinto M. (ed) , *Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas*. Editora da Universidade de Brasília, Brasília, pp. 17-74.

Flowers R.W. and Janzen D.H. 1997. Feeding records of Costa Rican leaf beetles (Coleoptera: Chrysomelidae). *Florida Entomologist* 80: 334-366.

Forber M.R.L. and Baker R.L. 1990. Susceptibility to parasitism: experiments with the damselfly *Enallagma ebrium* (Odonata: Coenagrionidae) and larval water mites, *Arrenurus* spp. (Acari: Arreniridae). *Oikos* 58: 61-66.

Goetz S., Steinberg D., Dubayah R. and Blair B. 2007. Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, USA. *Remote Sensing of Environment* 108: 254-263.

Hampton S.E. 2004. Habitat overlap of enemies: temporal patterns and the role of spatial complexity. *Oecologia* 138: 475-484.

Harrison S., Davies K.F., Safford H.D. and Viers J.H. 2006. Beta diversity and the scale-dependence of the productivity-diversity relationship: a test in the Californian serpentine flora. *Journal of Ecology* 94: 110-117.

Heck K.L., Jr., Van Belle G. and Simberloff D. 1975. Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology* 56: 1459-1461.

Heltshel J.F. and Forrester N.E. 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* 39: 1-11.

Hirao T., Murakami M., Iwamoto J., Takafumi H. and Oguma H. 2008. Scale-dependent effects of windthrow disturbance on forest arthropod communities. *Ecological Research* 23: 189-196.

Holt R.D. 1996. Food webs in space: an island biogeographic perspective. In: Polis G.A. and Winemiller K.O. (eds) , *Integration of patterns and dynamic*. Chapman & Hall, pp. 313-323.

Kareiva P.M. 1983. Influence of vegetation texture on herbivore populations: resource concentration and herbivore movement. In: Denno R.F. and McClure M.S. (eds) , *Variable plants and herbivores in natural and managed systems*. Academic Press, New York, pp. 259-289.

Kerr J.T. and Ostrovsky M. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 299-304.

Lassau S.A. and Hochuli D.F. 2008. Testing predictions of beetle community patterns derived empirically using remote sensing. *Diversity and Distributions* 14: 138-147.

Lillesand T.M. and Kiefer R.W. 2000. *Remote Sensing and Image Interpretation*., John Wiley and Sons, New York.

Luoto M., Kuussaari M. and Ovonen T. 2002. Modelling butterfly distribution based on remote sensing data. *Journal of Biogeography* 29: 1027-1037.

MacArthur R.H. and Wilson E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*, 1st edn. Princeton University Press, Princeton.

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.

McCoy E.D. and Bell S.S. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: Bell S.S., McCoy E.D. and Mushinsky H.R.C.P. (eds) , *Habitat Structure*. Chapman and Hall VL -, pp. 3-27.

Oliveira-Filho A.T. and Ratter J.A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. In: Oliveira P.S. and Marquis R.J. (eds) , *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, pp. 91-120.

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

Pinheiro F., Diniz I.R., Coelho D. and Bandeira M.P.S. 2002. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. *Austral Ecology* 27: 132-136.

Redford K.H. and Fonseca G.A.B. 1986. The role of gallery forest in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18: 126-135.

Ribeiro J.F. and Walter B.M.T. 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano S.M. and Almeida S.P.d. (eds) , *Cerrado Ambiente e Flora*. Embrapa, Planaltina , DF, pp. 87-166.

Rocchini D., Ricotta C. and Chiarucci A. 2007. Using satellite imagery to assess plant species richness: The role of multispectral systems. *Applied Vegetation Science* 10: 325-331.

Root R.B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in a simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs* 43: 95-124.

Rouse J.W., Haas R.H., Schell J.A. and Deering D.W. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS (Earth Resources Technology Satellite). Third ERTS (Earth Resources Technology Satellite) Symposium, Greenbelt, MD, NASA (National Aeronautics and Space Administration) SP-351 I. pp. 309-317.

Sano E.E., Barcellos A.O. and Bezerra H.S. 2001. Assessing the spatial distribution of cultivated pastures in the Brazilian savanna. *Pasturas Tropicales* 22: 2-15.

Santos G.P., Zanuncio J.C., Oliveira H.G.d., Znuncio T.V. and Lacerda M.C. 2003. Coleoptera Collected in a Plantation of *Eucalyptus urophylla* S. T, Blake (Myrtaceae) in the egion of Niquelândia, States of Goiás, Brazil. *Journal Bioscience* 19: 77-82.

Sarmiento G. 1984. *The ecology of neotropical savannas*, Harvard Univ. Press, Cambrigde.

Sarty m., Abbott K.L. and Lester P.J. 2006. Habitat complexity facilitates coexistence in a tropical ant community. *Oecologia* 149: 465-473.

- Saveraid E.H., Debinski D.M., Kindscher K. and Jakubauskas M.E. 2001. A comparison of satellite data and landscape variables in predicting bird species occurrences in the Greater Yellowstone Ecosystem, USA. *Landscape Ecology* 16: 71-83.
- Schaffers A.F., Raemakers I.P., Sýkora K.V. and Braak C.J.F. 2008. Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology* 89: 782-794.
- Schmidt M.H., Thies C., Wolfgang N. and Tschardt T. 2008. Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography (J.Biogeogr.)* 35: 157-166.
- Silva J.F., Fariñas M.R., Felfili J.M. and Klink C.A. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* 33: 536-548.
- Silva J.M.C. 1996. Distribution of Amazonian and atlantic birds in Gallery forest of the Cerrado Region , South America. *Ornitologia Neotropical* 7: 1-18.
- Simpson E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688-6AD.
- Sousa J.P., Bolger T., Gama M.M.d., Lukkari T., Ponge J.F., imón C., raser G., anbergen A.J., rennan A., lorence D., vitis E., eating A., tofer S. and att A.D. 2006. Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan European study. *Pedobiologia* 50: 147-156.
- Stoner K.J. and Jóern A. 2004. Landscape VS Local Habitat Scale influences to insect communities from tallgrass prairie remnants. *Ecological Applications* 14: 1306-1320.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Wichmann M.C., Schwager M. and Jeltsch F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J.Biogeogr.* 31: 79-92.
- Thies C., Steffan-Dewenter I. and Tschardt T. 2003. Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos* 101: 18-25.
- Townes H.A. 1972. A light-weight Malaise trap. *Entomological News* 239-247.
- Tschardt T., Steffan-Dewenter I., Kruess A. and Thies C. 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12: 354-363.
- Vanbergen A.J., Watt A.D., Mitchell R., Truscott A.M., Palmer S.C.F., Ivits E., Eggleton P., Jones T.H. and Sousa J.P. 2007. Scale-specific correlations between habitat heterogeneity and soil fauna diversity along a landscape structure gradient. *Oecologia* 153: 713-725.

Whittaker R.J., Willis K.J. and Field R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.

Wright D.H. 1983. Species-energy theory: an extension of species-area theory. *Oikos* 41: 496-506.

Wu B.X. and Smeins F.E. 2000. Multiple-scale habitat modeling approach for rare plant conservation. *Landscape and Urban Planning* 51: 11-28.

Zerm M., Adis J., Paarmann W., Amorin M.A. and Da Fonseca C.R.V. 2001. On habitat specificity, life cycles, and guild structure in tiger beetles of Central Amazonia (Brazil) (Coleoptera : Cicindelidae). *Entomologia Generalis* 25: 141-154.

## Capítulo 3\*

# DISTRIBUIÇÃO DA ABUNDÂNCIA DE CHRYSOMELIDAE (COLEOPTERA) EM ÁREAS DE MOSAICO NO CERRADO

---

\* Este capítulo foi editado segundo às normas da Revista *Biodiversity Conservation*

## Resumo

A distribuição de abundância das espécies é uma importante ferramenta na avaliação de qualidade ambiental, pois responde mais rapidamente às intervenções humanas na paisagem do que as alterações na riqueza de espécies. Nós testamos o ajuste de diferentes modelos de distribuição de abundância (Lognormal, Série Logarítmica e Geométrica) para identificar o melhor indicador de equilíbrio de habitats a partir de dados da abundância de besouros (Insecta/Coleoptera). Estas análises foram feitas em escala local e regional considerando representantes de diferentes fitofisionomias do Cerrado e áreas com diferentes estados de conservação localizadas em duas cidades (Niquelândia e Barro Alto) da região norte do Estado de Goiás, Brasil. Os modelos Lognormal e Geométrica não foram capazes de discriminar áreas perturbadas e áreas naturais. A maioria das distribuições de abundância foram melhor preditas pelo modelo Série Logarítmica tanto em escala local quanto em escala regional. A diversidade medida pelo parâmetro  $\alpha$  do modelo Série Logarítmica foi maior em áreas de mata do que em eucaliptais, mas não foi diferente entre os outros grupos de habitats. O melhor ajuste das comunidades naturais ao modelo Série Logarítmica deve refletir a grande quantidade de espécies raras presentes no sistema avaliado. Nós acreditamos que o reconhecimento desta estrutura da comunidade subsidia o enfoque nas espécies e gêneros dominantes de Chrysomelidae como biondicadores de qualidade de habitat.

**Palavras chaves:** Lognormal, Série Logarítmica, Série Geométrica, besouros herbívoros, complexidade do habitat, heterogeneidade ambiental

**Abstract:**

Species abundance distributions are an important tool in the evaluation of environmental quality once it responds more quickly to human landscape interventions responsible for species richness changes. We tested different abundance distribution models (Lognormal, Log-series and Geometric) as indicators of habitat balance from beetles (Insecta: Coleoptera) abundances data analyses. These analyses were done in local and regional scales considering different habitat types found in Niquelândia and Barro Alto, two cities from Goiás State, Brazil, which are representatives of different vegetation types from the Brazilian Cerrado Savanna with different landscape conservation states. Geometric and lognormal models were not capable to discriminate disturbed areas and natural ones. Most abundances distribution was best predicted by the log-series model in both local and regional scales. Diversity measured by the parameter  $\alpha$  of the log-series model was greater in forest than in eucalyptus, but was not different among other groups of habitats. A better fit of natural communities to the log-series model may reflect the higher number of rare species present in the assessed ecosystem. We believe that recognition of community structure subsidizes the focus on dominant species and genera of Chrysomelidae as bioindicators of the quality of habitat.

**Key words:** Lognormal, Série Logarítmica, Série Geométrica, herbivorous beetle, habitat complexity, environmental heterogeneity



**Distribuição da abundância de Chrysomelidae (Coleoptera) em áreas de mosaico no Cerrado**

**Autores:**

Mayra Pimenta

Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese - LETS, ICB1, Sala 222, Universidade Federal de Goiás, Campus Samambaia, Goiânia, Goiás, Brasil. (+55) 62 3521-1732

E-mail: [mayrapimenta@yahoo.com.br](mailto:mayrapimenta@yahoo.com.br)

Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás Brasil

Paulo De Marco Júnior

Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese - LETS, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil

# DISTRIBUIÇÃO DA ABUNDÂNCIA DE CRISOMELÍDEOS EM ÁREAS DE MOSAICO NO CERRADO

## INTRODUÇÃO

A abundância relativa de espécies é um dos aspectos mais importantes e uma das mais abrangentes descrições matemáticas da estrutura das comunidades (Sugihara, 1980; Magurran, 1988), sendo vista como uma expressão de equilíbrio momentânea, resultante de processos de partição de nichos ao longo da história evolutiva e/ou atuais e de dinâmica populacional (Williams, 1964). Estudos sobre os padrões de distribuição da abundância das espécies (*SAD-Species Abundance Distribution*) podem permitir que sejam feitas inferências a respeito da diversidade de habitats (Castillo and Lobo, 2004), efeito de distúrbios ambientais sobre assembléias (Belaoussoff et al., 2003; Syrek et al., 2006; Simião-Ferreira et al., 2009; Silva et al., 2010a), frequência de ocupação de manchas (Gaston, 1996; Silva et al., 2010a), integridade de habitats (Kevan et al., 1997), sucessão, a probabilidade de extinção de espécies com a perda de habitats, o desenho de reservas e os processos que permitem a coexistência de espécies e partição de recursos (Zuo et al., 2005).

As discussões mais recentes relacionadas ao SAD têm a ver com a importância relativa de processos locais (geralmente identificados com a teoria do nicho ecológico) e processos regionais (geralmente identificados com a variedade de tipos ambientais existentes e a capacidade de dispersão das espécies). Essas

questões são usualmente avaliadas dentro do paradigma de metacomunidades (Gilpin and Hanski, 1991; Wilson, 1992), mas considerando sistemas regionais com manchas como homogenias de habitat (Leibold et al., 2004). Os diferentes habitats encontrados no Bioma Cerrado no Brasil central apresentam a oportunidade de avaliar essa discussão em um sistema de mosaicos mais complexo. O Cerrado é caracterizado pela alta heterogeneidade ambiental, fruto da reunião de diferentes tipos de solos, geologia, clima, e várias fitofisionomias (que variam de florestais à savânicas e campestres) além de áreas não-naturais (Silva et al., 2006). Reconhecer esta variabilidade espacial e ambiental é de extrema importância para entender como estão estruturadas suas comunidades, levando-se em consideração que gradientes ambientais podem proporcionar uma experiência natural ou base de comparação para testar as teorias sobre as comunidades, entre elas, as de distribuição de abundâncias de espécies (McGill et al., 2006; Mcgill et al., 2007).

A relação espécies-número de indivíduos no Cerrado, como em outras regiões neotropicais (Novotny and Basset, 2000; Novotny et al., 2006), é verdadeiramente intrigante, ao menos para diferentes grupos de invertebrados e em uma escala de paisagem, com grande parte das espécies sendo consideradas raras. Este fato pode muitas vezes se desenhar como entrave às interpretações sobre a organização das comunidades e gerar inúmeras proposições para explicá-las, entre elas ineficiência dos métodos de amostragem, mobilidade dos organismos, comportamento de forrageio, dentre outros (Hughes, 1986; Novotny et al., 2006). Apesar dessas dificuldades, prevalece a certeza de que a informação

sobre a abundância dos indivíduos não pode ser ignorada. Em escalas espaciais locais e de paisagem, variações nas relações de SAD entre os diferentes tipos de ambientes naturais e não naturais podem ser mais claras, gerando informações úteis no processo de monitoramento e conservação da biodiversidade.

O pressuposto de que os padrões de abundância refletem a estrutura de uma comunidade é o conceito central que suporta a construção dos Modelos de Distribuição de Abundância, permitindo-nos criar hipóteses não só sobre as características biológicas de comunidades como dos processos ecológicos que influenciam os mesmos (Pielou, 1975). Há diferentes modelos para descrever padrões de SAD e, entre eles, alguns são mais comumente utilizados e serão aqueles adotados neste estudo: o modelo Série Logarítmica (Fisher et al., 1943), o modelo Lognormal (Preston, 1948) e o modelo de distribuição Série Geométrica (Whittaker, 1965). Os três modelos são considerados como modelos clássicos e apresentam diferenças quanto ao grau de dependência dos fatores ecológicos que determinam a partição das abundâncias em um ambiente/hiper-espaço dos nichos e quanto à flexibilidade de ajustes ao conjunto de dados (Martins and Santos, 2004). Desta maneira teríamos o modelo Lognormal com grande flexibilidade de ajustes a vários conjuntos de dados sendo esperado em comunidades nas quais a abundância é influenciada por muitos fatores ecológicos independentes que permitiriam uma partilha equilibrada dos recursos disponíveis (May, 1975); o modelo Série Logarítmica em que a abundância seria definida em função de poucos fatores muito importantes, com cada espécie se apropriando de uma fração do *hiper-espaço* e o modelo Série Geométrica em que também haveria uma

apropriação de uma fração desse *hiper-espaço* no entanto, as abundâncias estariam sob a influência de um fator predominante (Hutchinson, 1978). Justamente por considerar um único fator o modelo Série Geométrica é considerado de curto alcance em função do número e da complexidade dos fatores que atuam na estruturação de comunidades reais (Tokeshi, 1990). A semelhança na abundância de cada espécie ou equabilidade é maior no modelo Lognormal, diminuindo progressivamente no modelo Série Logarítmica, até chegar ao mínimo no modelo geométrico (Martins and Santos, 2004).

A interpretação dos resultados gerados pelos ajustes dos dados de abundância aos modelos de distribuição pressupõe que em comunidades naturais ou pouco estressadas, caracterizadas pela alta riqueza de espécies, com a maioria delas com abundâncias intermediárias e poucas espécies ocupando extremos de alta ou baixa abundância se ajustariam melhor à distribuição Lognormal (Preston, 1948; Williams, 1964). Comunidades novas ou que sofreram distúrbios recentes, grande quantidade de espécies raras, altas taxas de imigração e suscetibilidade de extinção seriam mais bem descritas pela distribuição Série Logarítmica (May, 1975). Já o modelo de distribuição geométrica é encontrado em espécies que ocupam ambientes que estão nos primeiros estágios de sucessão, e que são considerados pobres ou em condições ambientais de perturbação drásticas (Whittaker 1965, 1972, 1977 Kempton & Taylor 1974). À medida que avança a sucessão, ou recuperação desses ambientes, a abundância de distribuição das espécies torna-se Série Logarítmica (Magurran, 1988).

No presente trabalho utilizamos os modelos de distribuição de abundância Lognormal, Série Logarítmica e Série Geométrica como indicadores do equilíbrio de habitats a partir do ajuste das abundâncias de besouros da família Chrysomelidae (Insecta/Coleoptera) coletados em diferentes fisionomias de Cerrado- com diferentes estados de conservação. Esperamos que em áreas naturais como áreas de mata, campo e cerrado as espécies se ajustem melhor ao modelo Lognormal; em áreas impactadas como áreas de mineração, pasto e de produção de eucalipto as espécies sigam um modelo de distribuição Geométrica. Em áreas em regeneração e áreas de veredas (de tamanho extremamente reduzido e, circundadas por grandes áreas de pasto) haveria um melhor ajuste ao modelo de distribuição Série Logarítmica.

## **METODOLOGIA**

Os dados brutos para as análises de distribuição de abundância nesse estudo são 1117 crisomelídeos pertencentes a 245 morfoespécies coletados em áreas com diferentes condições ambientais incluindo áreas naturais representativas de diferentes fisionomias do Cerrado (cerrado, mata, vereda e campo), ambientes antropizados (pasto, eucaliptais e mineração) e ambientes em estado de regeneração pós-distúrbio (mineração). Os pontos amostrais estão localizados nos municípios de Niquelândia e Barro Alto no estado de Goiás e são descritos individualmente na tabela 1. As campanhas de coleta foram realizadas no município de Niquelândia nos meses de novembro de 2007, fevereiro e abril de 2008, março, setembro e outubro de 2009 e em Barro Alto nos meses de maio,

novembro e dezembro de 2009, durante o período chuvoso no qual o pico de abundância de coleópteros é maior (Pinheiro et al., 2002; Santos et al., 2003). As coletas foram realizadas mediante a utilização de armadilha Malaise (Townes, 1972). Após a triagem, os besouros foram identificados sempre ao menor grupo taxonômico possível. A identificação foi feita mediante o uso de chaves e por comparação com o material existente nas coleções da Universidade Federal de Goiás e de outras instituições.

**Tabela 1:** Descrição das áreas amostradas, no município de Niquelândia e Barro Alto-GO

Descrição das áreas	Código das Áreas				
	Município	Áreas	Latitude	Longitude	Ponto de coleta
Campo Natural: Áreas em que a cobertura vegetal, predominantemente herbáceo-arbustiva, encontra-se inalterada.	NI	A3	14°07'43.5" S	48°21'00" W	Fruta do Lobo
	NI	C2	14°12'59.4 "S	48°22'39.1"W	Morro seco
	NI	D2	14°11'58.6" S	48°22'27.5" W	Mica Verde
	NI	E1	14°11'20.1" S	48°22'14.1"W	Pedra Verde
	NI	B2	14°23'27.4" S	48°41'24.9"W	Horto Aranha
	BA	V10	15° 4'56.60"S	49° 0'38.60"W	Morro 2 Córregos
	BA	V11	15° 4'44.50"S	49° 0'6.70"W	Morro 2 Córregos
	BA	V12	15° 3'45.00"S	48°59'59.70"W	Morro 2Corregos
Campo em regeneração: áreas em que a cobertura vegetal, predominantemente herbáceo-arbustiva, retirada por atividades de mineração e que encontra-se em regeneração.	BA	v13	15° 6'32.80"S	49° 1'45.30"W	Casa de Pedra
	NI	A4	14°11'20.1" S	48°22'14.1" W	Fruta do Lobo
	NI	D1	14°12'27.4" S	48°21'58.1" W	Mica Verde
	NI	E2	14°11'23.6" S	48°22'01.8" W	Pedra Verde
Cerrado natural: Áreas de cerrado <i>stricto sensu</i> naturais caracterizadas pela presença de árvores baixas, tortuosas, com ramificações irregulares.	NI	C1	14°12'58.3" S	48°22'30.5" W	Morro seco
	NI	C3	14°12'39.8" S	48°22'46.7" W	Morro seco
	NI	D3	14°11'58.76"S	48°22'31.42"W	Mica vede
	NI	B1	14°22'55.1" S	48°41'00" W	Horto Aranha
	BA	V5	15° 3'42.60"S	48°58'28.90"W	Fz Pedro Ferreira
	BA	V4	15° 4'3.30"S	48°58'0.90"W	Fz Pedro Ferreira
	BA	V18	15° 5'38.70"S	49° 1'47.80"W	Casa de Pedra
BA	V21	15° 6'26.50"S	49° 1'11.60"W	Área 1A/Anglo	

Continuação Tabela 1					
Cerrado em regeneração: Áreas submetidas a impacto ambiental e que encontra-se em regeneração.	NI	A1	14°07'27.6" S	48°21'46.6" W	Fruta do Lobo
	NI	B6	14°16'33.1" S	48°43'42.1" W	Horto Aranha
Matas: Áreas com predomínio de espécies arbóreas, próximas a cursos d'água, com a altura média do estrato arbóreo entre 20 e 30 metros.	NI	A2	14°07'57.0" S	48°20'54.3" W	Fruta do Lobo
	NI	B7	14°16'20.2" S	48°43'39.4" W	Horto Aranha
	NI	F1	14°08'57.6" S	48°20'13.9" W	Mata da Barragem
	BA	V2	15° 5'36.70"S	49° 0'38.20"W	Área 1B/Anglo
	BA	V7	15° 3'46.70"S	48°59'31.50"W	Fz Pedro Ferreira
	BA	V13	15° 4'23.30"S	48°59'51.60"W	Morro 2 Córregos
	BA	V14	15° 5'40.60"S	48°59'8.60"W	Fz Dirani
Florestas de eucaliptos (clones de <i>Eucalyptus</i> <i>urophylla</i> S. T. Blake)	NI	B3	14°22'23.0" S	48°40'59.3" W	Horto Aranha
	NI	B4	14°22'23.3" S	48°41'18.4" W	Horto Aranha
	NI	B5	14°21'47.1" S	48°41'17.9" W	Horto Aranha
Pasto	BA	V8	15° 3'58.90"S	48°59'1.60"W	Fz Pedro Ferreira
	BA	V6	15° 3'24.70"S	48°59'2.00"W	Fz Pedro Ferreira
	BA	V20	15° 2'36.10"S	48°57'15.80"W	Fz Nossa Sra de Lurdes
	BA	V9	15° 4'54.60"S	48°58'34.80"W	Área 2/Anglo
Mina: Área de mineração de níquel, caracterizada por ausência de vegetação e revolvimento recente do solo	BA	V15	15° 3'32.30"S	48°57'30.20"W	Área 3/Anglo
	BA	V16	15° 5'36.10"S	48°59'40.10"W	Área 1C/Anglo
Vereda: Formação encontrada sobre solos hidromórficos, localizadas próximas à cursos d'água e nas quais são encontradas abundantemente buritis ( <i>Mauritia flexuosa</i> ), em meio a agrupamentos mais ou menos densos de espécies arbustivo- herbáceas.	BA	V1	15° 4'38.50"S	48°54'44.30"W	Área adjacente a Rodovia Go 437
	BA	V17	15° 5'46.70"S	49° 2'18.80"W	Casa de Pedra
	BA	V19	15° 5'22.00"S	48°58'48.50"W	Fz do Sr. Antônio



Para o ajuste ao modelo Lognormal nós utilizamos a equação proposta por Preston (1948)

$$S(R) = S_0 \exp(-a^2 R^2),$$

na qual  $S(R)$  representa o número de espécies na classe  $r^{\text{th}}$ ;  $S_0$  é o número de espécies na classe modal e,  $a = (2\sigma^2)^{1/2}$  = amplitude inversa da distribuição.

Na distribuição Série Logarítmica o número de indivíduos com 1, 2, 3, 4, n é dada pela equação

$$\alpha x, \frac{\alpha x}{2}, \frac{\alpha x}{3}, \frac{\alpha x}{4}, \frac{\alpha x}{n}$$

na qual o valor de  $\chi$  é obtido através da equação

$$S / N = [(1 - \chi) / \chi] * [-\ln (1 - \chi)]$$

com S representando número total de espécies e N o somatório dos indivíduos.

Obtendo-se o valor de  $\chi$  é possível calcular  $\alpha$ :

$$\alpha = \frac{N(1 - \chi)}{x}$$

O valor de  $\alpha$  é o tamanho da amostra independente e é considerado um índice de diversidade que pode ser utilizado na comparação de comunidades (Magurran, 2004; Martins and Santos, 2004).

Na série geométrica o parâmetro  $k$  da distribuição de abundância é considerado um indicador da complexidade na composição de espécies no sistema (Magurran, 2004). Neste modelo a distribuição seria descrita por uma situação em que a espécie dominante usa uma fração do recurso disponível  $k$ , deixando uma fração  $(1-k)$  que será sucessivamente dividida entre as outras espécies de acordo com sua dominância na comunidade. Sendo as abundâncias proporcionais ao total de uso dos recursos, o número de indivíduos da espécie  $i$  pode ser expresso por:

$$n_i = NC_k (1 - k)^{i-1},$$

na qual  $n_i$  é o número de indivíduos da espécie  $i$ ,

$N$  é o número total de indivíduos na comunidade,  $k$  a fração de recursos utilizados por cada espécie e  $C_k = [1 - (1 - k)]^{-1}$ , uma constante que garante que  $\sum n_i = N$ .

A utilização de testes de significância para avaliar a aderência dos diferentes modelos é comum, embora alguns autores (Routledge, 1980) os considerem inadequados, visto que o modelo de distribuição testado é considerado como a hipótese nula, o que faz com que sua aceitação dependa mais da força do teste do que da qualidade do ajuste. Considerando esta mesma posição, nós optamos pela utilização concomitante do critério de informação de Akaike (AIC) para

escolha dos melhores ajustes do vetor de abundâncias observado ao proposto por cada um dos modelos teóricos. O AIC cria uma medida de balanço entre a complexidade (o número de parâmetros inseridos no modelo) e a semelhança dos dados à um modelo teórico denominada “máxima verossimilhança” (Akaike, 1974), a partir da qual os modelos são organizados gradativamente de acordo com a qualidade do ajuste modelo. Nos casos em que o número de parâmetros é grande em relação ao número de amostras faz-se uma correção ao critério de Akaike (AICc) proposto por Burnham and Anderson (2002). O AICc deve ser usado quando a relação entre o tamanho da amostra e o número de parâmetros do modelo menos parcimonioso é menor do que 40 (Burnham and Anderson, 2002; Burnham and Anderson, 2004).

Para interpretação dos valores individuais de AIC ou de AICc é necessário que sejam calculadas as diferenças entre o valor do AIC ou AICc de cada modelo pelo menor valor entre os AIC ou AICc calculados (que representaria o melhor modelo) gerando assim o valor de  $\Delta AIC$ . Deste modo,  $\Delta AIC$  representa a perda de informação quando se usa um modelo que não seja o melhor modelo. De acordo com Burnham and Anderson (2004) quando um modelo apresenta valores de  $\Delta AIC \leq 2$ , há evidências suficientes do poder de explicação deste em relação os dados empíricos;  $4 \leq \Delta AIC \leq 7$ , possuem uma evidência menor, podendo ser utilizado em futuras comparações de modelos e modelos com  $\Delta AIC > 10$ , não possuem nenhum suporte para ser usado na predição da distribuição de abundância das espécies.

Para avaliar a resposta em escala local (30 metros) e no nível de paisagem (500 metros) da diversidade de Chrysomelidae (medida pelo parâmetro  $\alpha$ ) à complexidade e heterogeneidade dos habitats foram feitas análises de regressão simples entre estas variáveis. As medidas relacionadas à estrutura dos habitats foram extraídas do NDVI (do inglês “*normalised difference vegetation index*”), um índice de vegetação obtido a partir do processamento de imagens de satélite, calculado a partir de múltiplos buffers de diferentes escalas espaciais. Os valores de média e desvio padrão do NDVI são considerados respectivamente como medidas de complexidade (biomassa disponível por área) e de heterogeneidade (variação na estrutura dos componentes do habitat ) (Chust et al., 2003; Chust et al., 2004)

## **RESULTADOS**

### **Distribuição de abundância de Chrysomelidae em escala local**

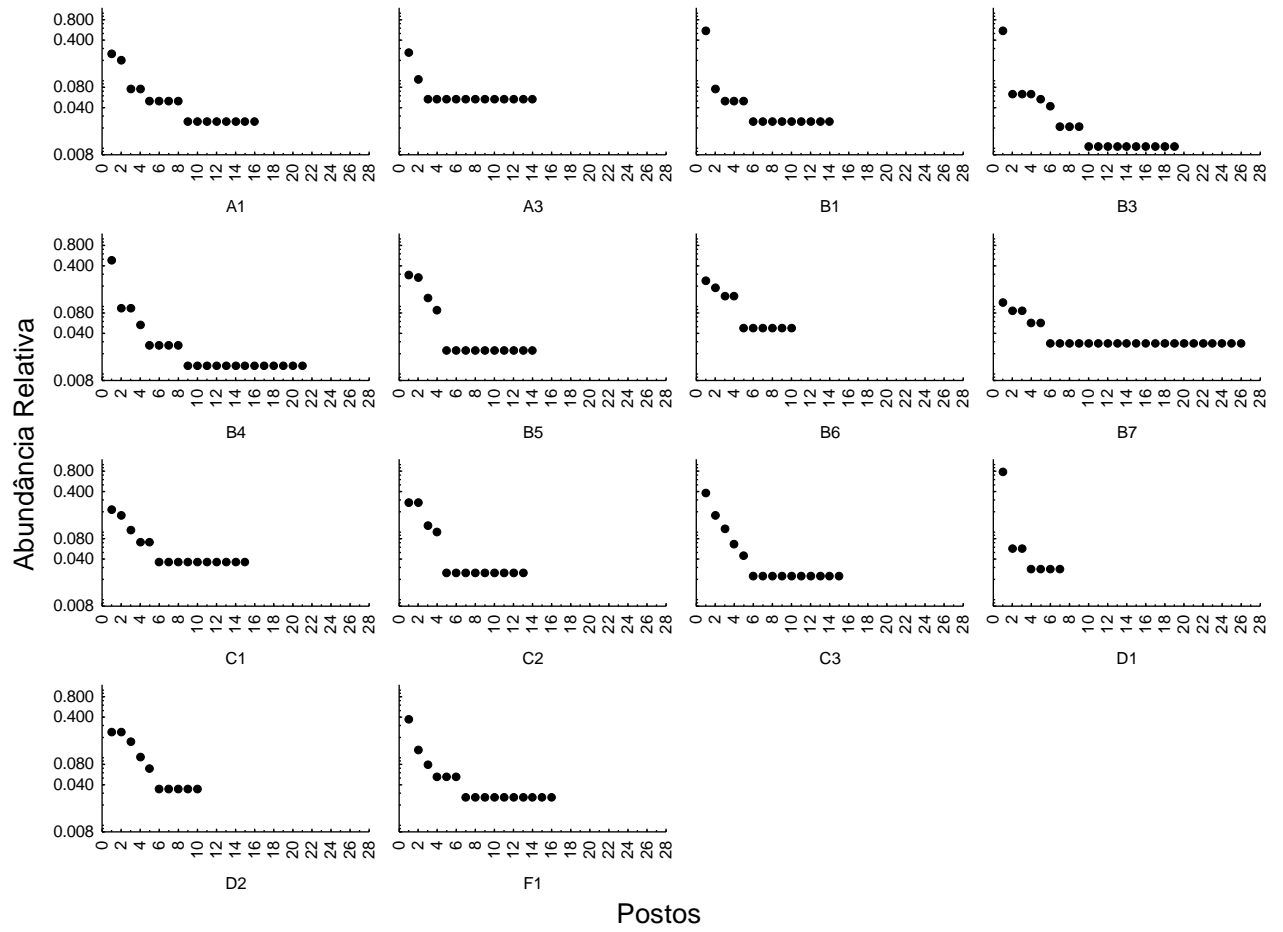
Foram realizados 66 ajustes de abundância de Chrysomelidae cujos resultados são apresentados na Tabela 2. Dos 22 pontos avaliados apenas dois se ajustaram melhor ao modelo Série Geométrica ( $\Delta AIC \leq 2$ ) e dos 20 pontos restantes 18 ajustaram-se bem ao mesmo tempo aos modelos Série Logarítmica e Lognormal ( $\Delta AIC \leq 2$ ). Dois outros pontos ajustaram-se melhor ao modelo Série Logarítmica, mas não ao modelo Lognormal. O modelo Série Geométrica apresentou também valores de  $\Delta AIC$  geralmente maiores do que 10, evidenciado

a pouca adequabilidade do modelo como um preditor das abundâncias locais de crisomelídeos.

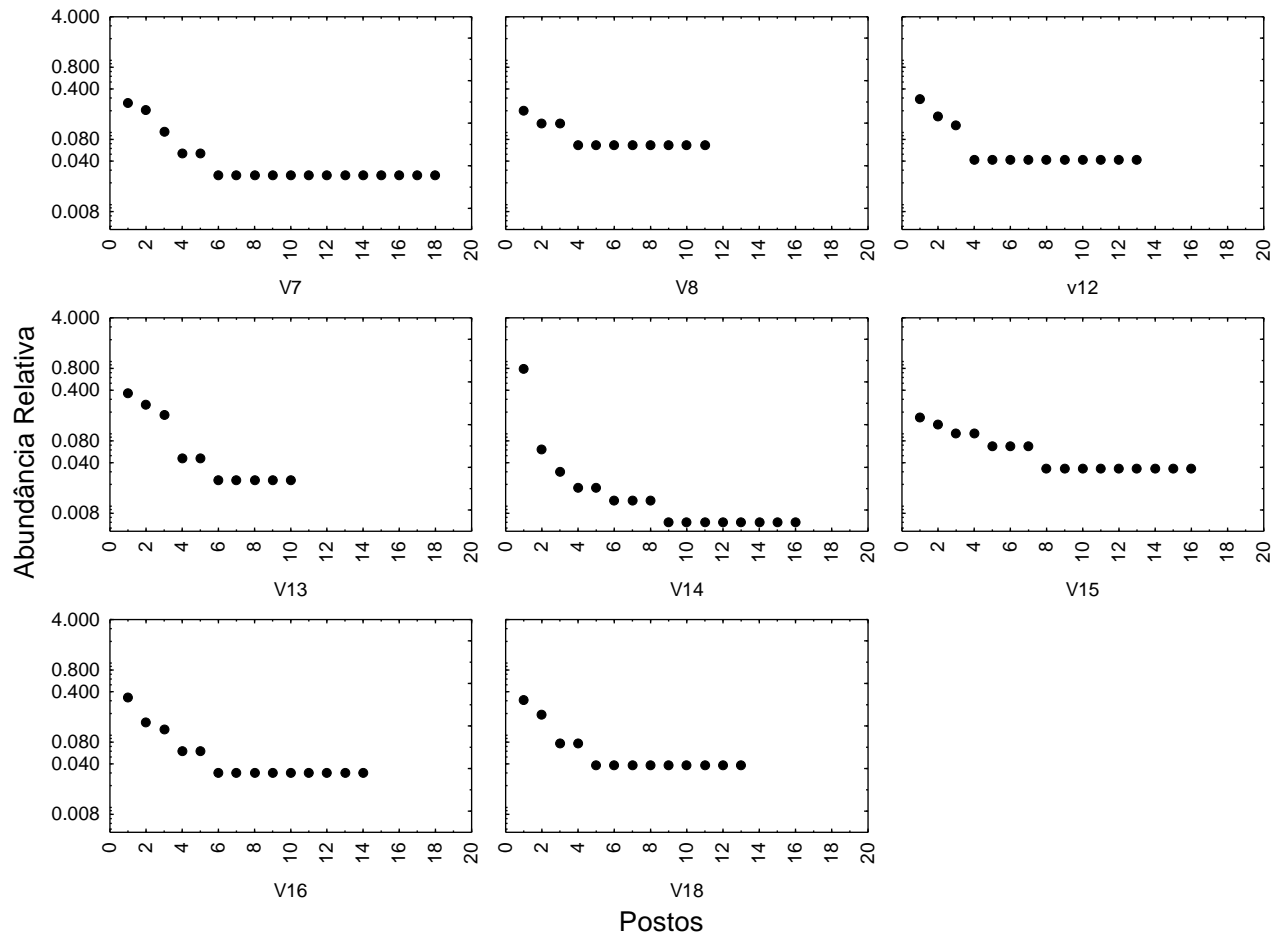
A interpretação visual dos gráficos de ordenação das abundâncias (Figura 1) deixa clara a grande quantidade de espécies raras encontradas para cada ponto amostral, bem como da aproximação destas configurações com aquelas preditas pelo modelo série logarítmica.

**Tabela 2:** Abundância, Riqueza e valores de AICc,  $\Delta$ AICc (peso do modelo) para os modelos de distribuição de abundâncias Lognormal, Série Geométrica e Série Logarítmica na descrição das abundâncias locais de Chrysomelidae. Os valores destacados representam os modelos melhor ajustados.

Modelos			Série Logarítmica		Lognormal Poisson		Série Geométrica	AICc			$\Delta$ AICc		
Código das Areas	Abund.	Riqueza estimada (Jack 1)	$\alpha$	x	$\mu$	$\sigma$	k	Série Logarítmica	Lognormal Poisson	Série Geométrica	Série Logarítmica	Lognormal Poisson	Série Geométrica
A1	40	26.40	9.884	0.802	<0.0001	1.006	0.101	57.506	56.706	80.758	<b>0.000</b>	<b>0.800</b>	24.052
A3	19	25.67	24.030	0.440	<0.0001	0.304	0.044	31.069	25.632	90.535	<b>0.000</b>	5.437	64.903
B1	40	25.67	7.656	0.839	<0.0001	1.126	0.129	49.446	48.538	66.831	<b>0.000</b>	<b>0.908</b>	18.293
B3	95	32.60	7.143	0.930	<0.0001	1.411	0.135	83.090	84.508	100.327	<b>1.418</b>	<b>0.000</b>	17.237
B4	75	36.20	9.683	0.886	<0.0001	1.255	0.102	78.878	78.660	109.836	<b>0.000</b>	<b>0.218</b>	31.176
B5	45	24.83	6.967	0.866	<0.0001	1.324	0.141	56.703	54.042	66.625	<b>0.000</b>	<b>2.661</b>	12.583
B6	21	17.20	7.480	0.737	<0.0001	0.767	0.136	35.156	34.705	45.665	<b>0.000</b>	<b>0.451</b>	10.960
B7	35	46.00	45.795	0.433	<0.0001	0.079	0.022	48.998	43.584	200.160	<b>0.000</b>	5.413	156.576
C1	28	26.25	13.147	0.681	<0.0001	0.721	0.077	44.485	42.285	81.150	<b>0.000</b>	<b>2.199</b>	38.865
C2	40	21.25	6.691	0.857	<0.0001	1.271	0.147	52.858	50.424	60.813	<b>0.000</b>	<b>2.434</b>	10.389
C3	45	26.25	7.879	0.851	0.041	1.333	0.125	57.926	55.464	72.659	<b>0.000</b>	<b>2.461</b>	17.195
D1	35	12.25	2.632	0.930	<0.0001	1.524	0.346	35.234	35.137	0.041	35.096	35.193	<b>&lt;0.001</b>
D2	29	16.75	5.401	0.843	<0.0001	1.136	0.182	43.278	42.526	44.213	<b>0.000</b>	<b>0.752</b>	1.687
F1	38	27.67	10.410	0.785	<0.0001	1.006	0.096	53.888	51.931	81.659	<b>0.000</b>	<b>1.958</b>	29.729
V7	39	26.67	12.966	0.751	<0.0001	0.961	0.078	57.278	53.307	97.655	<b>0.000</b>	<b>3.971</b>	44.348
V8	15	21.33	18.604	0.446	<0.0001	0.073	0.057	23.788	23.107	65.966	<b>0.000</b>	<b>0.681</b>	42.859
V12	24	3.33	11.583	0.675	<0.0001	0.775	0.088	39.181	35.965	67.523	<b>0.000</b>	<b>3.216</b>	31.557
V13	44	8.33	4.038	0.916	<0.0001	1.530	0.235	50.010	48.848	49.678	<b>0.0000</b>	<b>1.161</b>	0.829
V14	165	10.00	4.366	0.974	<0.0001	1.687	0.213	76.642	81.225	0.000	81.225	76.642	<b>0.000</b>
V15	30	11.00	13.931	0.683	<0.0001	0.604	0.073	46.647	46.784	88.171	<b>0.137</b>	<b>0.000</b>	41.524
V16	33	12.67	9.182	0.782	<0.0001	1.009	0.109	48.810	46.664	68.748	<b>0.000</b>	<b>2.146</b>	22.084
V18	26	11.67	10.347	0.715	<0.0001	0.859	0.098	41.319	38.706	65.411	<b>0.000</b>	<b>2.613</b>	26.705



**Figura 1:** Ordenação através do Whittaker-plot para as abundâncias de locais de Chrysomelidae para os pontos amostrais localizados no município de Niquelândia-GO

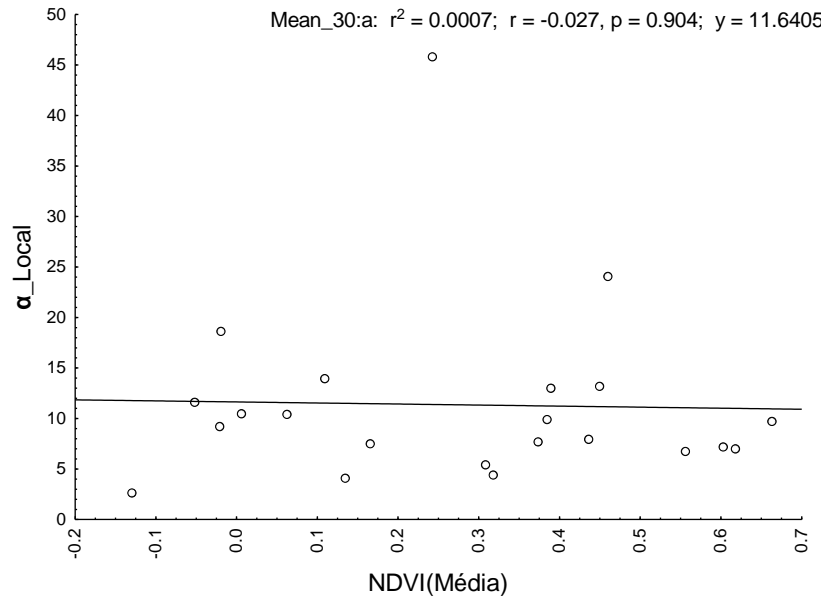


**Figura 2:** Ordenação através do Whittaker-plot para as abundâncias locais de Chrysomelidae para os pontos amostrais localizados no município de Barro Alto-GO

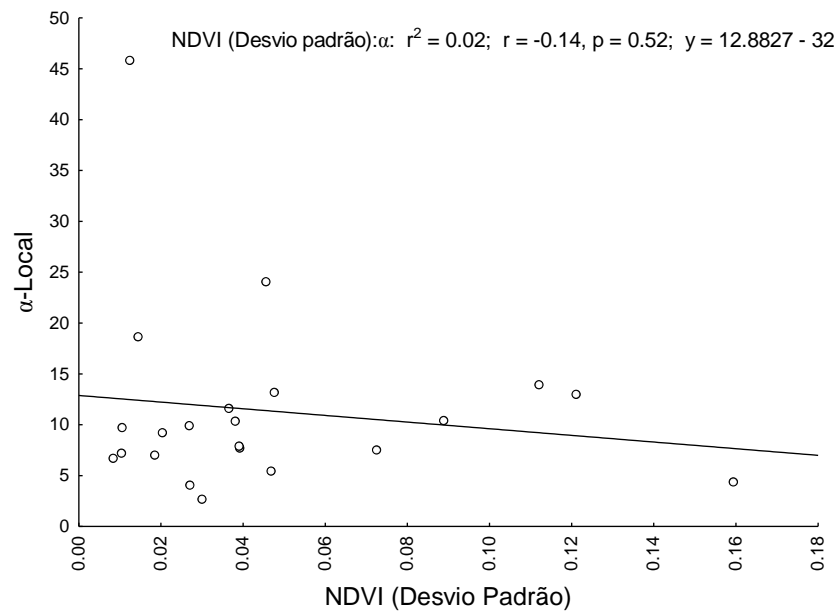
Não foram observadas relações entre o parâmetro  $\alpha$  e os valores de representativos da complexidade (média do NDVI) e de heterogeneidade do habitat (desvio padrão) na escala de 30 metros.



A)



B)



**Figura 3:** Relação entre o parâmetro  $\alpha$  do modelo Série Logarítmica e medidas em escala local (30 metros) de complexidade (média do NDVI) e heterogeneidade do habitat (desvio padrão do NDVI)

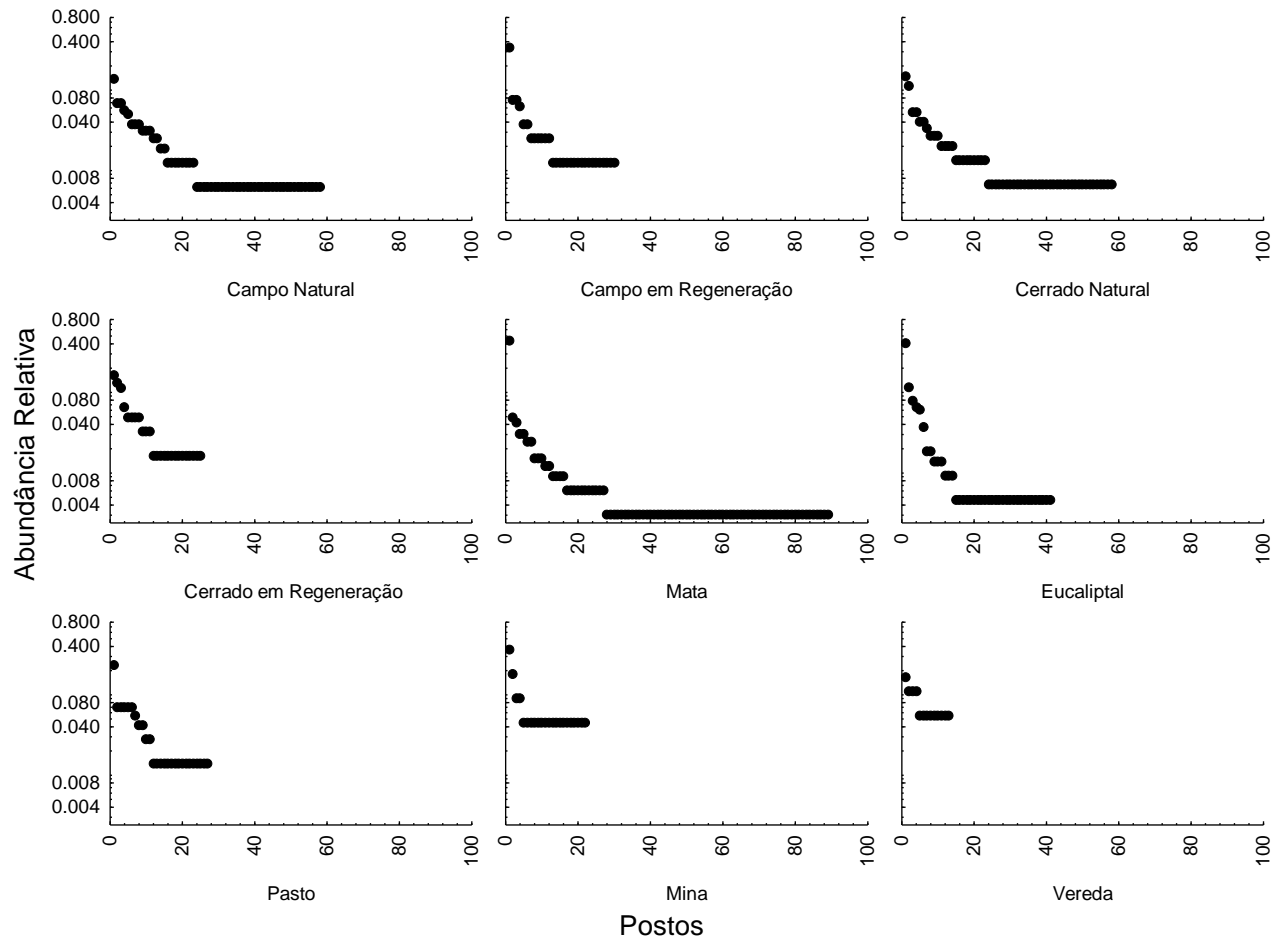
### **Distribuição de abundância de Chrysomelidae em escala da paisagem**

No nível de paisagem foram realizados 27 ajustes de abundância de Chrysomelidae (Tabela 3). Os modelos Série Logarítmica e Lognormal mostraram se igualmente bons preditores da riqueza de crisomelideos em áreas de mata. Os valores de ajuste de modelos para áreas de cerrado natural, campo natural e mina apontam para o modelo Série Logarítmica como sendo o mais ajustado, enquanto para áreas de Cerrado em regeneração o melhor ajuste encontrado foi para o modelo Lognormal. O modelo Série Logarítmica juntamente com o modelo Lognormal foram considerado bons preditores da abundância de Chrysomelidae para os habitats campo em regeneração, vereda, pasto e eucalipto.

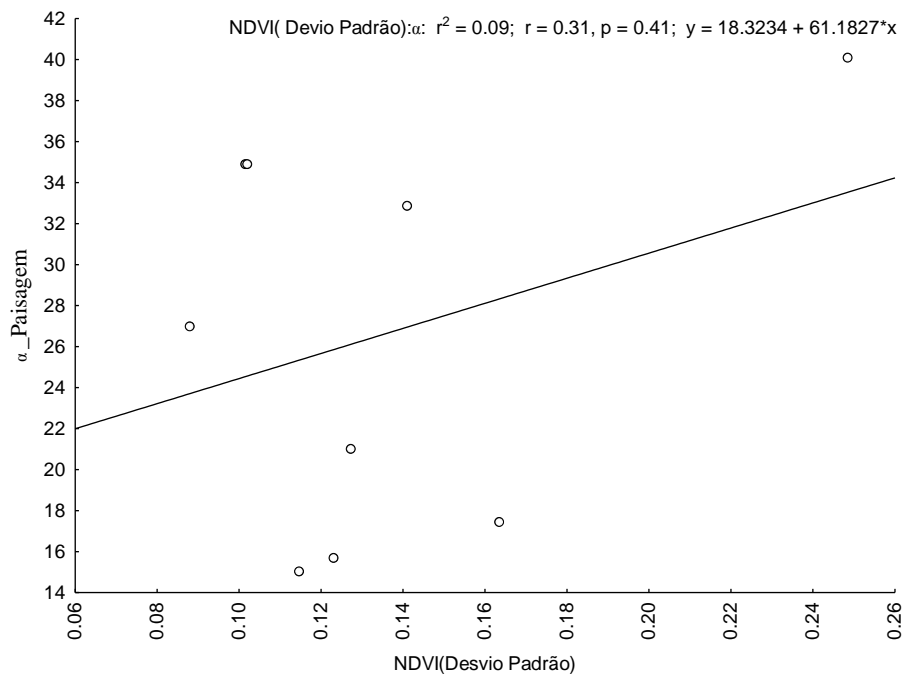
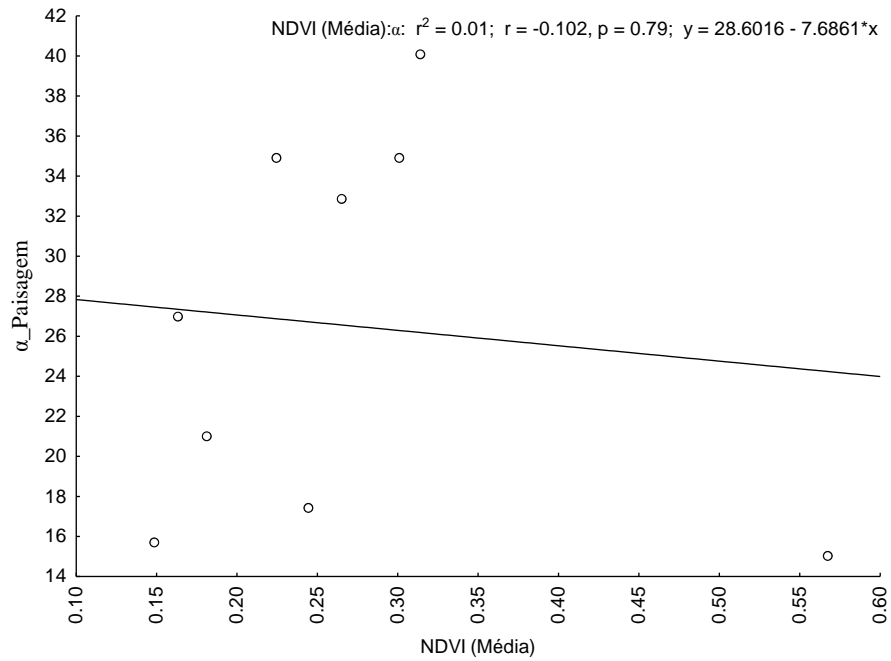
Os gráficos de ordenação das abundâncias para o nível de paisagem (Figura 3) seguem a mesma tendência prevista pelo modelo série logarítmica, pois os habitats também registraram muitas espécies raras.

**Tabela 3:** Abundância, Riqueza e valores de AICc,  $\Delta$ AICc (peso do modelo) para os modelos de distribuição de abundâncias Lognormal, Série Geométrica e Série Logarítmica na descrição das abundâncias na escala de paisagem de Chrysomelidae. Os valores destacados representam os modelos melhor ajustados. (Legenda: Cer. nat.: Cerrado Natural; Cam.nat: campo natural; Cam. Reg.: Cam. reg.: campo em regeneração; Ver.:Vereda; Euca.:Eucaliptal

Modelos		Riqueza Estimada (Jack1)	Série Logarítmica		Lognormal Poisson		Série Geométrica	AICc				$\Delta$ AICc	
Habitat	Abund.		A	X	$\mu$	$\Sigma$	K	Série Logarítmica	Lognormal Poisson	Série Geométrica	Série Logarítmica	Lognormal Poisson	Série Geométrica
Mata	328	165.20	40.10	0.89	<0.0001	1.20	0.03	0.00	287.31	0.67	<b>0.00</b>	287.30	<b>0.67</b>
Cer. nat.	109	100.40	34.90	0.81	<0.0001	1.04	0.03	185.99	191.15	419.53	<b>0.00</b>	5.16	233.54
Cam. nat.	159	100.70	32.88	0.83	<0.0001	1.12	0.03	195.60	202.14	413.68	<b>0.00</b>	6.54	218.08
Cam. reg.	120	135.10	17.43	0.82	<0.0001	1.05	0.06	98.24	99.56	179.70	<b>0.00</b>	<b>1.31</b>	81.46
Cerr. reg.	61	44.80	34.90	0.81	<0.0001	0.98	0.06	185.99	85.93	144.94	100.06	<b>0.00</b>	59.01
Ver	18	23.70	21.00	0.46	<0.0001	0.08	0.05	26.92	27.05	80.82	<b>0.00</b>	<b>0.12</b>	53.89
Pasto	72	43.90	15.69	0.82	<0.0001	1.07	0.06	93.90	96.35	156.90	<b>0.00</b>	<b>2.44</b>	63.00
Euca.	215	70.10	15.02	0.94	<0.0001	1.46	0.07	167.59	165.75	249.20	<b>1.83</b>	<b>0.00</b>	83.45
Mina	34	40.70	26.98	0.56	<0.0001	0.63	0.04	45.08	52.89	147.15	<b>0.00</b>	7.80	102.06

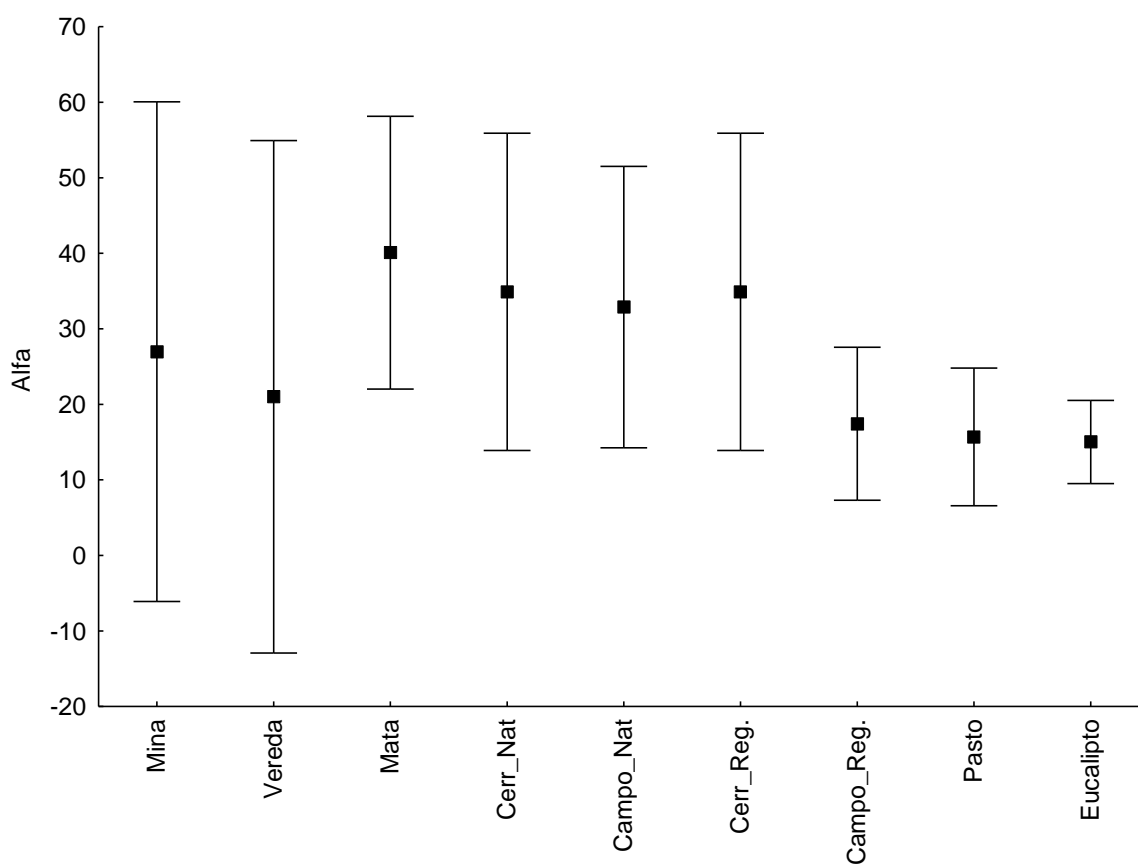


**Figura 3:** Ordenação através do Whittaker-plot para as abundâncias de Chrysomelidae em nível de paisagem incluindo diferentes tipos de habitats localizados no município de Niquelândia e Barro Alto GO



**Figura 4:** Relação entre o parâmetro  $\alpha$  do modelo Série Logarítmica e medidas em escala de paisagem (500 metros) de complexidade (média do NDVI) e heterogeneidade do habitat (desvio padrão do NDVI)

Os valores do parâmetro alfa foram diferentes apenas entre ambientes florestais de mata e eucalipto não sendo, no entanto diferente dos outros grupos de ambiente. A amplitude nos intervalos de confiança foi maior em áreas de mineração e vereda e menor em áreas de pasto, campo e regeneração e eucalipto.



**Figura 5:** Relação entre parâmetro  $\alpha$  do modelo Série Logarítmica e tipos de habitats

## DISCUSSÃO/CONCLUSÃO

A distribuição das espécies responde mais rapidamente às intervenções humanas na paisagem do que as alterações na riqueza de espécies, por isso são capazes de refletir mais claramente a forma como estão estruturadas as comunidades, em ambientes sujeitos a variações na qualidade dos habitats componentes (Hillebrand et al., 2008). Assim diante de um distúrbio a abundância das espécies varia antes do fenômeno de extinção local das espécies se efetivar, ressaltando a importância desta abordagem para os esforços de conservação. Por isso a necessidade de distinguir os melhores métodos entre modelos de distribuições de abundância e as teorias que os sustentam (Magurran, 2005).

A comunidade de Chrysomelidae no Cerrado mostrou-se predominantemente Série Logarítmica distribuída, embora em alguns casos (especialmente a nível local) um modelo de distribuição Lognormal tenha sido também encontrado. Entretanto, nenhum dos modelos de distribuição de abundância mostrou-se correlacionados às classificações prévias dos habitats em termos de qualidade do habitat (áreas conservadas e áreas alteradas antropicamente).

O modelo Série Logarítmica mostrou-se o melhor modelo capaz de descrever as distribuições de abundância na comunidade de Chrysomelidae avaliada, tanto nas diferentes escalas (local e paisagem) como nos diferentes níveis de qualidade ambiental, corroborando os resultados de Belaoussoff (2003) em distúrbios causados pela agricultura no Canadá. Tais resultados refletem a grande quantidade de espécies raras encontradas no sistema estudado, é um

importante componente da riqueza de espécies registradas. Vários fatores devem ser responsáveis pelo elevado número de espécies raras e entre eles podem ser citadas a distribuição das plantas hospedeiras, polifagia e a grande variação no tamanho de corpo dos besouros (Belaoussoff et al., 2003; Novotny et al., 2006).

A não relação entre a complexidade e a heterogeneidade do habitat locais (30m) ao parâmetro do modelo Série Logarítmica, possivelmente indica que os fatores que interferem nas SADs destes organismos operam em uma escala ainda menor ou não puderam ser captadas pela métrica utilizada. Uma alternativa seria analisar a relação espécie-planta e, nesta perspectiva prevemos então que a distribuição de abundância responderá à distribuição das plantas hospedeiras. Nas savanas, algumas espécies raras de plantas podem ser permanentes nas comunidades, o que provavelmente permitiria também às comunidades de insetos herbívoros a elas associadas manterem-se no sistema mesmo com tamanho populacionais baixos. A persistência de um maior número de espécies de plantas em ambientes sujeitos à perturbações ambientais naturais como o Cerrado deve estar ligada a capacidade de rebrota destas (Gottsberger and Silberbauer-Gottsberger, 2006), que é considerado como um dos possíveis mecanismos para evitar a extinção local (Garcia and Zamora, 2003). Restrições ambientais podem não afetar diretamente as abundâncias de espécies raras e comuns quando consideradas separadamente, mas, levam a importantes mudanças nas SADs das espécies quando avaliadas conjuntamente resultando assim em padrões indistinguíveis de uma forma aleatória de distribuição (Silva et al., 2010b).



A raridade na escala de paisagem pode, no entanto, ter outras explicações, relacionadas à estruturação do bioma em mosaicos ambientais naturais, com manchas de diferentes tipos de habitats. Uma maior heterogeneidade das manchas de habitats resulta em uma maior probabilidade de que diferentes espécies sejam dominantes, e por sua vez aumenta a riqueza de espécies locais através da dinâmica fonte-dreno (Horn and MacArthur, 1972). Isto por que a dispersão entre manchas de habitats permite que espécies raras persistam, pois as taxas de natalidade da população são complementadas por indivíduos imigrantes de manchas com alta abundância, aumentando conseqüentemente a probabilidade de manter um equilíbrio nas taxas de natalidade e mortalidade, independente de gradientes ambientais (Horn and MacArthur, 1972; Mouquet et al., 2006; Hillebrand et al., 2008). Uma distribuição Série Logarítmica nos sistemas ambientais formados por muitas espécies raras implica que uma fração grande de espécies presentes corre um grande risco de extinção local (Magurran, 2005), já que estas comunidades são mais susceptíveis à alterações ambientais, e por isso mesmo merecem uma maior atenção no estabelecimento de estratégias de conservação. Além dos impactos diretos relacionados à destruição de recursos naturais, indiretamente, o aumento de perturbações ambientais de origem antrópica em grande escala podem permitir que um maior número de espécies exóticas/invasoras tornem-se dominantes nas manchas de habitats que compõe o sistema, diminuindo a riqueza local, bem como reduzindo a diversidade beta em comunidades de invertebrados (Urban et al., 2006; Hillebrand et al., 2008). O risco de extinção das espécies nativas pode ainda mais ser agravado se estas espécies forem funcionalmente diferentes das espécies dominantes nativas, pois poderão

afetar a estrutura das comunidades locais (Bock and Bock, 1992; Reed et al., 2005).

O modelo Lognormal não foi capaz de separar áreas alteradas e preservadas, o que difere dos resultados obtidos em outros estudos envolvendo a comunidade de collembola (Insecta) em solos de florestas de pinho da Polônia (Syrek et al., 2006), com a comunidade de polinizadores de framboesa frente aos distúrbios causados por pesticidas no Canadá (Kevan et al., 1997), e em assembleias de quironomídeos (Diptera) em áreas de Cerrado do Brasil Central (Simião-Ferreira et al., 2009). Um modelo de distribuição Lognormal é esperado em comunidades que estão em equilíbrio, mas, áreas conservadas não necessariamente devem estar sempre consideradas como em equilíbrio, ao mesmo tempo em que, áreas perturbadas podem estar em equilíbrio caso a perturbação seja constante (Hill and Hamer, 1998) e isto pode afetar a sensibilidade dos modelos como medidas de qualidade ambiental. Por outro lado, uma explicação igualmente plausível é que os estudos que têm demonstrado a Lognormal como bom modelo para distinguir perturbação tratam de alterações ambientais com intensidade superior e que ocorrem em curto espaço de tempo em relação àquelas observadas no presente estudo. Adicionalmente, um aspecto intrínseco dessas comunidades foi revelado: em todas as áreas o grande número de espécies raras afetou o poder de discriminação desses modelos.

A diversidade alfa maior em áreas de mata do que em áreas de eucalipto reflete diferenças importantes no que se refere às consequências ecológicas da heterogeneidade ambiental, maior em áreas florestais naturais, nas quais há uma

maior disponibilidade de recursos que por sua vez permitem a coexistência de mais espécies (MacArthur and Wilson, 1967). No entanto, a sobreposição dos intervalos de confiança no parâmetro ajustado da Série Logarítmica mostra que também o parâmetro  $\alpha$  não é uma métrica capaz de discriminar a maioria dos habitats e o status de alteração entre as áreas. Apesar disto, a variação encontrada para cada tipo de habitat individualmente reflete as características estruturais destas comunidades. Isto é importante se considerarmos que diferenças na estruturas das comunidades entre as manchas de habitats que compõe o Bioma Cerrado são difíceis de serem detectadas (Mata et al., 2008). Apenas veredas e áreas de mina apresentaram intervalos de confianças bem amplos, maiores que os demais habitats. Acreditamos que provavelmente isso ocorra em função das espécies transientes que foram capturadas nestes ambientes. Áreas de vereda constituem pequenas manchas circundadas especialmente por áreas de pasto, sob alta pressão antrópica. Nessa região, as áreas de mina são áreas abertas recentemente para exploração mineral bastante pontuais e rodeadas por áreas de mata e cerrado. A composição destes dois ambientes deve ser fortemente influenciada pelas formações ambientais adjacentes. Já áreas antropizadas como pasto, campo em regeneração e eucaliptos possuem variância dos valores de diversidade bem menor, em comparação aos outros tipos de habitats naturais em que é esperada uma maior diversidade de Chrysomelidae.

Reconhecer o modelo de distribuição Série Logarítmica como preditor da distribuição de abundância de Chrysomelidae no Cerrado afetando na prática o

seu uso como biondicador, pois a partir destes resultados é possível direcionar o foco de atividades de monitoramento ambiental para alterações na abundância das espécies dominantes do grupo ou mesmo para aceleração do processo de extinção de espécies raras. Desta forma é possível obter um maior refinamento nas estratégias de uso destes besouros como ferramentas no monitoramento de qualidade ambiental.

## REFERÊNCIAS

Akaike, H., 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19, 716-723.

Belaoussoff, S., Kevan, P. G., Murphy, S., Swanton, C., 2003. Assessing tillage disturbance on assemblages of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) by using a range of ecological indices. *Biological Conservation* 12, 851-882.

Bock, J. H., Bock, C. E., 1992. Vegetation responses to wildfire in native versus exotic Arizona grassland. *Journal of Vegetation Science* 3, 446.

Burnham, K. P., Anderson, D. R., 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research* 33, 261-304.

Burnham, K. P., Anderson, G. J., 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information- Theoretic approach understanding AIC and BIC in model selection, 2 edn. Fort Collins.

Castillo, M. L., Lobo, J. M., 2004. A comparison of Passalidae (Coleoptera, Lamellicornia) diversity and community structure between primary and secondary tropical forest in Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 13, 1257-1269.

Chust, G., Pretus, J. L., Ducrot, D., Bedós, A., Deharveng, L., 2003. Identification of landscape units from an insect perspective. *Ecography* 26, 257-268.

Chust, G., Pretus, J. L., Ducrot, D., Ventura, D., 2004. Scale dependency of insect assemblages in response to landscape pattern. *Landscape Ecology* 19, 41-57.

Fisher, R. A., Corbet, A. S., Williams, C. B., 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12, 42-58.

Garcia, D., Zamora, R., 2003. Persistence, multiple demographic strategies and conservation in long-live Mediterranean plants. *Journal of Vegetation Science* 14, 921-926.

Gaston, K. J., 1996. The multiple forms of the interspecific abundance-distribution relationship. *Oikos* 76, 211-220.

Gilpin, M., Hanski, I., 1991. *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigation*, 1st edn. Academic Press, London.

Gottsberger, G., Silberbauer-Gottsberger, I., 2006. *Life in the cerrado: a South American tropical seasonal vegetation. Origin, structure, dynamics and plant use*, Reta Verlag., Ulm.

Hill, J. K., Hamer, K. C., 1998. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 35, 458-460.

Hillebrand, H., Bennett, D. M., Cadotte, M. W., 2008. Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem process. *Ecology* 89, 1510-1520.

Horn, H. S., MacArthur, R. H., 1972. Competition among fugitive species in a Harlequin environment. *Ecology* 53, 749-752.

Hughes, R. G., 1986. Theories and models of species abundance. *The American Naturalist* 128, 879-899.

Hutchinson, G. E., 1978. *An Introduction to Population Ecology*, Yale University Press, New Haven.

Kevan, P. G., Greco, C. F., Belaoussoff, S., 1997. Log-normality of biodiversity and abundance in diagnosis and measuring of ecosystemic health: pesticide stress on pollinators on blueberry heaths. *Journal of Applied Ecology* 34, 1122-1136.

Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7, 601-613.

MacArthur, R. H., Wilson, E. O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*, 1st edn. Princeton University Press, Princeton.

Magurran, A. E., 2004. *Measuring Biological Diversity*, Blackwell Science Ltd, Oxford.

Magurran, A. E., 2005. Species abundance distributions: pattern or process? *Functional Ecology* 19, 177-181.

Magurran, A. E., 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*, 1st edn. Cambridge University Press, London.

Martins, F. R., Santos, F. A. M., 2004. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. *Revista Holos Edição Especial*, 236-267.

Mata, R. A., McGeoch, M., Tidon, R., 2008. Drosophilid assemblages as a bioindicator system of human disturbance in the Brazilian Savanna. *Biodiversity and Conservation* 17, 2899-2916.

May, R. M., 1975. Patterns of species abundance and diversity. In *Ecology and Evolution of Communities*, eds. M. L. Cody & J. M. C. P. Diamond, pp. 81-120. Harvard University Press VL -.

McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21, 178-185.

McGill, B. J., Etienne, R. S., Gray, J. S., Alonso, D., Anderson, M. J., Benecha, H. K., Dornelas, M., Enquist, B. J., Green, J. L., He, F. L., Hurlbert, A. H., Magurran, A. E., Marquet, P. A., Maurer, B. A., Ostling, A., Soykan, C. U., Ugland, K. I., White, E. P., 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters* 10, 995-1015.

Mouquet, N., Miller, T. E., Daufresne, T., Kneitel, J. M., 2006. Consequences of varying regional heterogeneity in source-sink metacommunities. *Oikos* 113, 481-488.

Novotny, V., Drozd, P., Miller, S. E., Kulfan, M., Janda, M., Basset, Y., Weiblen, G. D., 2006. Why Are There So Many Species of Herbivorous Insects in Tropical Rainforests? *Science* 313, 1115-1118.

Novotny, V., Basset, Y., 2000. Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos* 89, 564-572.

Pielou, E. C., 1975. *Ecological Diversity*, Wiley, New York.

Pinheiro, F., Diniz, I. R., Coelho, D., Bandeira, M. P. S., 2002. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. *Austral Ecology* 27, 132-136.

Preston, F. W., 1948. The commonness and rarity of species. *Ecology* 29, 254-283.

Reed, H. E., Seastedt, T. R., Blair, J. M., 2005. Ecological consequences of C4 grass invasion of a C4 grassland: a dilemma for management. *Ecological Applications* 15:1560-1569. *Ecol. Applic.* 15, 1560-1569.

Routledge, R. D., 1980. Bias in estimating the diversity in large, uncensused communities. *Ecology* 61, 276-281.

Santos, G. P., Zanuncio, J. C., Oliveira, H. G. d., Znuncio, T. V., Lacerda, M. C., 2003. Coleoptera Collected in a Plantation of *Eucalyptus urophylla* S. T, Blake (Myrtaceae) in the egiom of Niquelândia, States of Goiás, Brazil. *Journal Bioscience* 19, 77-82.

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

Silva, I. A., ianciaruso, M. V., atalha, M. A., 2010b. Abundance distribution of common and rare plant species of Brazilian savannas along a seasonality gradient. *Acta Botânica Brasília* 24, 407-413.

Silva, J. F., Fariñas, M. R., Felfili, J. M., Klink, C. A., 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* 33, 536-548.

Simião-Ferreira, J., De Marco P Jr, Mazão, G. R., Carvalho, A. R., 2009. Chironomidae Assemblage Structure in Relation to Organic Enrichment of an Aquatic Environment. *Neotropical Entomology* 38, 464-471.

Sugihara, G., 1980. Minimal community structure: an explanation of species abundance patterns. *The American Naturalist* 116, 770-787.

Syrek, D., Weiner, W. M., Wojtylak, M., Olszowska, G., Kwapis, Z., 2006. Species abundance distribution of collembolan communities in forest soils polluted with heavy metals. *Applied Soil Ecology* 31, 239-250.

Tokeshi, M., 1990. Niche apportionment or random assortment: species abundance patterns revisited. *Journal of Animal Ecology* 59, 1129-1146.

Townes, H. A., 1972. A light-weight Malaise trap. *Entomological News* 239-247.

Urban, M. C., Skelly, D. K., Burchsted, D., Price, W., Lowry, S., 2006. Stream communities across a rural-urban landscape gradient. *Diversity and Distributions* 12, 337-350.

Whittaker, R. H., 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147, 250-260.

Williams, C. B., 1964. *Patterns in the Balance of Nature and related problems in quantitative ecology*, 1st edn. Academic Press, London.

Wilson, D. S., 1992. *Complex Interactions in Metacommunities, with Implications for Biodiversity and Higher Levels of Selection*. *Ecology* 73, 1984-2000.

Zuo, Y. Y., Shao, L. P., Hai, R., Qinfeng, G., Zhang, H. C., 2005. LogCauchy, log-sech and lognormal distributions of species abundances in forest communities. *Ecological Modelling* 184, 329-340.