

## Utilização do NDVI na avaliação da resposta de besouros herbívoros à complexidade e heterogeneidade ambiental em diferentes escalas no Bioma Cerrado

Caroline Costa Corrêa<sup>1</sup>  
Mayra Pimenta<sup>1</sup>  
Sílvia Leitão Dutra  
Paulo De Marco Júnior<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese – Universidade Federal de Goiás  
Campus II/UFG - Goiânia, Goiás, 74001-970  
caroline.costa01@gmail.com, mayrapimenta@yahoo.com.br, sil.leitao@gmail.com,  
pdemarco@pq.cnpq.br

**Abstract.** Some spatial components of the landscape such as area, arrangement, number of spots and spatial heterogeneity directly influences diversity and distribution of organisms. Remote sensing can be used to correlate these organisms features to landscape properties. We used Normalised Difference Vegetation Index (NDVI) data – mean (**M**) and standard deviation (**SD**) - to evaluate how environmental heterogeneity (**SD**) and habitat complexity (**M**) at different scales, both landscape descriptors, affect Chrysomelidae (Insecta: Coleoptera) richness, abundance and composition ( $\beta$  diversity) in Cerrado areas. The beetles were sampled at different habitats of Cerrado, in Goiás State, Brazil. The NDVI data were obtained from Landsat 5 TM satellite, and calculated mean and standard deviation around the sample points over nested buffers in 24 scales. The attributes measured by NDVI differently influenced the diversity and composition. Richness and abundance increased with the habitat complexity in most scales. However, both were not related to environmental heterogeneity. Species composition was positively related to environmental heterogeneity, but not to habitat complexity. Spatial components of landscape positively affected the diversity and composition of Chrysomelidae community. By using multiscale approach, was possible to indicate which scales presented better responses on data variation. Chrysomelidae richness is scale – dependent on some specified band, whereas abundance was independent of scale evaluated.

Palavras-chave: chrysomelidae, landscape ecology, richness, abundance, beta-diversity, ecologia de paisagem, riqueza, abundancia, diversidade beta

### 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 variáveis como riqueza de espécies, abundância, composição, presença de espécies raras, especialistas ou generalistas e suas interações bióticas (Pearman 2002; Chust *et al.* 2004; Hirao *et al.* 2008; Thies *et al.* 2003).

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 como aquelas encontradas no Bioma Cerrado 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 complexidade do habitat é entendida como desenvolvimento do estrato vertical da vegetação em um determinado habitat. Ela representa a densidade de estruturas por unidade de área (Root 1973) e deve ser principalmente representada por medidas relacionadas à densidade de plantas. Já a heterogeneidade ambiental está relacionada à variação dos tipos de elementos dentro da mesma área e da variação horizontal na fitofisionomia dentro do habitat (Sarmiento 1984). A heterogeneidade ambiental encontrada neste sistema é considerada como um dos fatores determinantes dos padrões de diversidade e distribuição de espécies. No entanto, 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).

A intensificação dos distúrbios antrópicos 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 (Goetz *et al.* 2007; Cardillo *et al.* 1999; Luoto *et al.* 2002; 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 (Saveraid *et al.* 2001), riqueza de espécies de árvores tropicais (Bawa *et al.* 2002), de aranhas (De Mas *et al.* 2009) e de besouros (Lassau & 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 & Kiefer 2000). Tanto a complexidade do habitat quanto a heterogeneidade ambiental podem ser medidas através destes e relacionadas às informações das comunidades naturais.

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. 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 entorno 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).

A partir do pressuposto de que insetos herbívoros, como crisomelídeos (Insecta : Coleoptera), 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 a modificações antrópicas, subsidiando seu uso como bioindicador.

Objetivamos avaliar como a estrutura da comunidade de Chrysomelidae (riqueza, abundância e composição) responde aos atributos de paisagem (complexidade de habitat, heterogeneidade ambiental) 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.

## 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 áreas naturais representativas de diferentes fitofisionomias do Bioma Cerrado e áreas não naturais como pastos, eucaliptais e áreas de mineração.

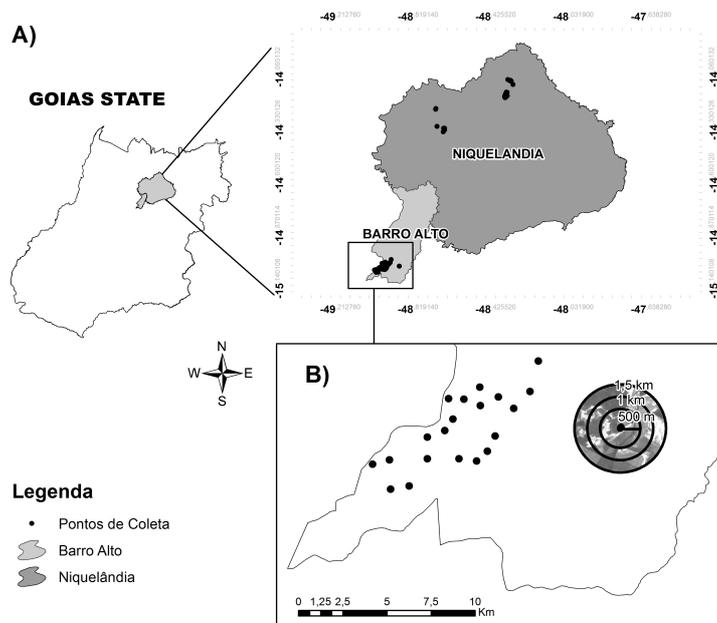


Figura 1: Localização dos municípios de Niquelândia e Barro Alto no estado de Goiás (A) e método de avaliação do NDVI em *buffers* aninhados em volta dos pontos em diferentes escalas espaciais(B).

### 2.2. Dados de Chrysomelidae

Os crisomelídeos foram coletados, mediante a utilização de armadilha Malaise (Townes 1972), 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. No total foram amostrados 41 pontos, distribuídos nove tipos de habitat, dentro do Bioma Cerrado.

### 2.3. Dados ambientais e de paisagem

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  $30 \times 30$  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:

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

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 (1900, 2000 e 2500 metros) e então obtidas à 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 vegetal 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**).

#### 2.4. Análise de dados

As relações entre os descritores da paisagem e a riqueza e abundância de Chrysomelidae foram testadas por meio de Regressão Linear Simples. Os dados de abundância foram logaritimizados e a riqueza de crisomelídeos estimada pelo método não-paramétrico Jackknife de primeira ordem (Heltsh & 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

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

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 na escala de 90 metros da maior porcentagem de explicação da abundância de crisomelídeos (25%) explicada pela média do NDVI. A abundância assim como a riqueza não está relacionada à heterogeneidade ambiental. Em contrapartida, 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%).

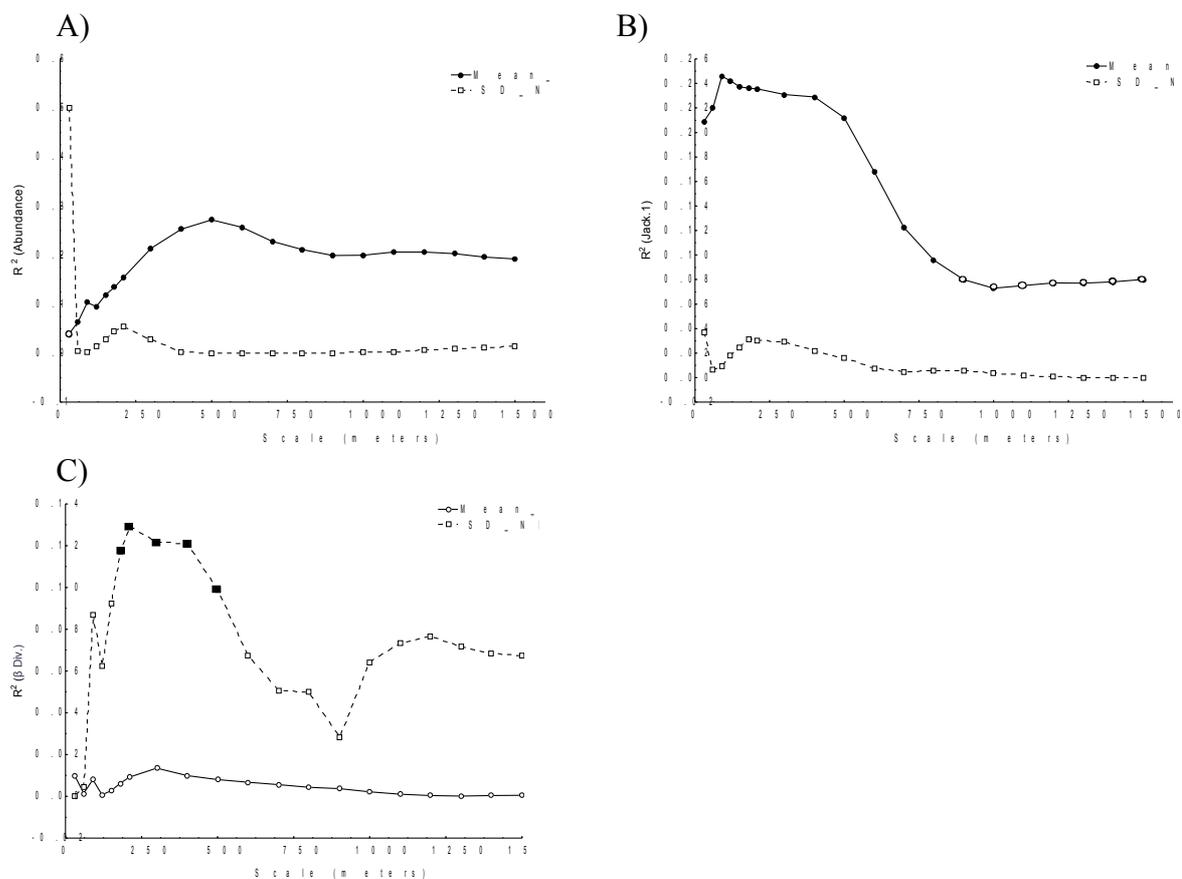


Figura 2: Relação entre a Abundância (A), Riqueza (B) e Diversidade Beta (C) de Chrysomelidae e descritores da paisagem (**M** e **SD**) derivados do NDVI. Valores de  $r^2$  significantes são indicados por símbolos sólidos (em preto) e valores não significantes por símbolos não preenchidos.

A complexidade e a heterogeneidade do habitat não estão relacionadas (Figura 3) demonstrando a independência destes atributos da paisagem.

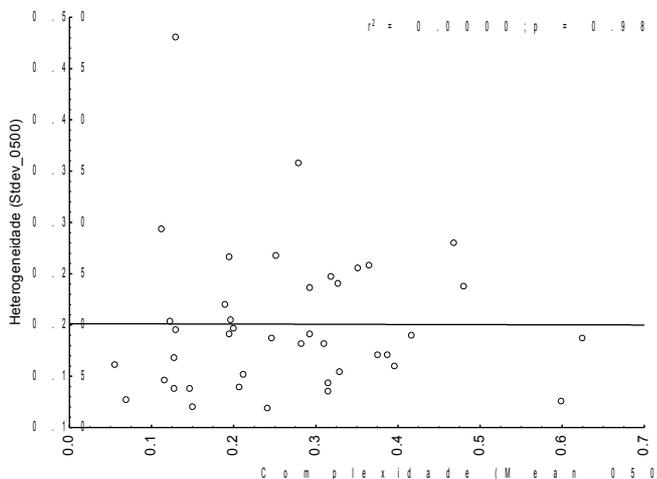


Figura 3: Relação entre complexidade (*Mean*) e heterogeneidade da paisagem (*SD*) na escala de 500 metros.

#### 4. Discussão

Como esperado os atributos da paisagem afetaram positivamente a diversidade e a composição da comunidade de Chrysomelidae. Pelo uso da abordagem multiescalar, foi possível apontar a escala ou as escalas em que houve uma resposta e entre elas aquela que melhor explicava a variação dos dados. Como também previsto, 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. A relação é escala – dependente para a riqueza de Chrysomelidae que é afetada por mudanças em uma faixa específica, ao passo que para a abundância esta relação independe da escala avaliada. Ao contrário do esperado a composição não respondeu em escalas mais grossas, mas em escalas finas. É importante observar que o poder preditivo dessas relações foi pequeno ( $r^2$  sempre menores que 18%), mas isso deve ser considerado uma consequência do grande número de outras variáveis que afetam diretamente a riqueza e diversidade beta de crisomelídeos. Nesse panorama, o poder preditivo encontrado para uma única variável pode inclusive ser considerado alto.

Considerando que medidas de estrutura da comunidade são importantes, mas, diz pouco a respeito das alterações na composição, mostramos com nossos resultados a importância de que também informações sobre a composição de espécies sejam consideradas. Este questionamento se justifica, pois poucos estudos tem se preocupado em relacionar a diversidade beta ao NDVI, que é mais frequentemente utilizado para prever a riqueza de espécies. 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.

O vínculo encontrado entre a escala e a riqueza de crisomelídeos deve estar 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). Nas mesmas escalas em que houve um aumento da riqueza em função da complexidade, a heterogeneidade afetou positivamente a composição de Chrysomelidae.

A partir dos resultados concluímos que avaliar a relação entre a complexidade do habitat medida pelo NDVI e a riqueza 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.

#### Agradecimentos

Reiteramos agradecimentos ao CNPq e a CAPES pelo financiamento e concessão das bolsas.

#### Referências Bibliográficas

- Bawa K, Rose J, Ganeshiah KN *et al.* (2002) Assessing biodiversity from space: an example from the Western Ghats, India. **Conservation Ecology** 6:7.
- Brown Jr KS (1997) Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation** 1:25-42.
- Cardillo M, MacDonald D and Rushton SP (1999) Predicting mammal species richness and distributions: testing the effectiveness of satellite-derived land cover data. **Landscape Ecology** 14:423-435.
- Chao A, Chazdon RL, Colwell RK and Shen TJ (2005) A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. **Ecology Letters** 8:148-159.

Chapman DS, Dytham C and Oxford GS (2007) Modelling population redistribution in a leaf beetle: an evaluation of alternative dispersal functions. **Journal of Animal Ecology** 76:36-44.

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

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

De Mas, Eva, Chust G *et al.* (2009) Spatial modelling of spider biodiversity: matters of scale. **Biodiversity and Conservation** 18:1945-1962.

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.

Heltshel JF and Forrester NE (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.

Lassau SA and Hochuli DF (2008) Testing predictions of beetle community patterns derived empirically using remote sensing. **Diversity and Distributions** 14:138-147.

Lillesand TM and Kiefer RW. (2000) **Remote Sensing and Image Interpretation**. John Wiley and Sons, New York, p.-724.

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

Machado RB, Ramos Neto MB, Pereira P *et al.* (2004) Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. **Conservation International**, Brasília.

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

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 RB (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 JW, Haas RH, Schell JA and Deering DW (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 EE, Barcellos AO and Bezerra HS (2001) Assessing the spatial distribution of cultivated pastures in the Brazilian savanna. **Pasturas Tropicales** 22:2-15.

Sarmiento G. (1984) **The ecology of neotropical savannas**. Harvard University. Press, Cambridge, pp.1-235.

Saveriaid EH, Debinski DM, Kindscher K and Jakubauskas ME (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.

Schmidt MH, Thies C, Wolfgang N and Tschardtke T (2008) Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. **Journal of Biogeography (J Biogeogr)** 35:157-166.

Silva JF, Fariñas MR, Felfili JM and Klink CA (2006) Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. **Journal of Biogeography** 33:536-548.

Sousa JP, Bolger T, Gama MMd *et al.* (2006) Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan European study. **Pedobiologia** 50:147-156.

Thies C, Steffan-Dewenter I and Tscharrntke T (2003) Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. **Oikos** 101:18-25.

Townes HA (1972) A light-weight Malaise trap. **Entomological News**:239-247.