



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Botânica

**COMUNIDADES DE CAMPO LIMPO NO PARQUE NACIONAL DE SETE
CIDADES, PIAUÍ.**

MAURA REJANE DE ARAÚJO MENDES

Brasília (DF), abril de 2012



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Botânica

**COMUNIDADES DE CAMPO LIMPO NO PARQUE NACIONAL DE SETE
CIDADES, PIAUÍ.**

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Botânica da Universidade de
Brasília, como requisito parcial para a
obtenção do título de Doutor em Botânica.**

Orientador: Manoel Cláudio da Silva Júnior

Maura Rejane de Araújo Mendes

Brasília (DF), abril de 2012

COMUNIDADES DE CAMPO LIMPO NO PARQUE NACIONAL DE SETE CIDADES, PIAUÍ.

Trabalho realizado junto ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade de Brasília como requisito parcial para a obtenção do título de doutor em Botânica.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Manoel Cláudio da Silva Júnior
Orientador – UnB

Profa. Dra. Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz
Membro Titular– UnB

Profa. Dra. Maria Jesus Nogueira Rodal
Membro Titular – UFRPE

Dr. Bruno Machado Teles Walter
Membro Titular – EMBRAPA

Profa. Dra. Regina Célia de Oliveira
Membro Titular – UnB

Prof. Dr. Christopher William Fagg
Membro Suplente – UnB

Dedico à minha querida avó, Izabel Mendes do Amaral
(in memoriam)

AGRADECIMENTOS

À Deus fonte de toda força e inspiração, agradeço sempre!

À professora Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*) que tanto contribuiu no início deste trabalho. Seu exemplo de luta e amor pelo Cerrado vai sempre permanecer vivo em quem conviveu com ela;

Em especial agradeço à Cássia Munhoz, pela amizade e pela maneira gentil de transmitir seus conhecimentos. Seu apoio foi fundamental durante todas as etapas deste trabalho. Muito obrigada por tudo e pela oportunidade de convívio com sua família: Lucas, Maria Luiza e Júnior;

Ao Prof. Manoel Cláudio da Silva Júnior quem admiro e por ter colaborado muito para a conclusão deste trabalho, por aceitar enveredar no mundo das “pequeninas”;

Tive o privilégio de conhecer pessoas maravilhosas e fazer grandes amizades durante essa longa jornada, muitas vezes cheias de percalços, mas que sempre foram amenizados pelos conselhos, dicas e ajuda incondicional desses grandes “novos” amigos. Sempre falei que se fosse agradecê-los como deveria teria que escrever um segundo volume da tese para conseguir expressar minha gratidão. Como infelizmente isso não é possível agradeço sinceramente a Evandro, Priscila, Chesterton, Ani, Thiago, Cândida e Elizângela;

Aos amigos Sidiney e Rosineide por compartilharem os bons momentos e sempre estarem presentes nos difíceis.

Aos amigos Jéssica, Larissa, Rosemary, Ruth Raquel, Felipe, Roseli, Verônica, Rigoberto, Fábio, Izeneide, Raimundo Nonato e Marcela que de maneiras diferentes ajudaram;

Ao professor Alberto Jorge pelas oportunidades concedidas ao longo da minha vida acadêmica e por trabalhar pelo Cerrado;

Aos vários especialistas que forneceram preciosas identificações: Adilva de Souza Conceição (UNEB), Carolyn Elinore B. Proença (UnB), Christopher Fagg (UnB), Elsie Franklin Guimarães (JBRJ), Elnatan Bezerra de Souza (UVA), Fabiane Nepomuceno Costa (UFVJM), Genilson Alves dos Reis e Silva (IFPI), João Aguiar N. Batista (UFMG), José Francisco Montenegro Valls (EMBRAPA/CENARGEN), Maria Carolina de Abreu (UFPI), Maria do Socorro Bona do Nascimento (EMBRAPA/MEIO NORTE), Maria Elizangela Ramos Junqueira (UNEB), Maria Teresa Aureliano Buril Vital (UFPE), Marccus Alves e sua equipe do Laboratório de Taxonomia (UFPE), Nara Furtado de Oliveira Mota (UFMG), Paulo José Fernandes Guimarães (JBRJ), Regina Célia de Oliveira (UnB), Roberta Gomes Chacon

(UnB), Roseli Farias Melo de Barros (UFPI), Sônia Regina de Melo Crespo (Universidade Estácio de Sá), Tânia Regina da Silva (HUEFS), Vinicius Castro Souza (USP) e Vitor Fernandes Oliveira de Miranda (UNESP);

Aos professores do Departamento de Botânica por contribuírem com minha formação, em especial a Regina Célia de Oliveira;

Aos funcionários da Pós-Graduação e à Josemile do Herbário pela ajuda no desenvolvimento de várias etapas da tese;

Ao Pedro Eisenlohr pelas dicas das análises usadas nos dois últimos capítulos;

À Cristiane Rodrigues pelas análises de solos;

Agradeço à Superintendência Estadual do IBAMA e Instituto Chico Mendes em Teresina/PI através da Karlla Celma Gomes (chefe do Parque Nacional de Sete Cidades) e todos os funcionários Parque pela valiosa ajuda durante a realização do trabalho de campo;

À Universidade Estadual do Piauí (UESPI) pela minha liberação para doutoramento;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Piauí (FAPEPI) pela concessão da bolsa de doutorado pelo Programa de Bolsa de Estudo de Pós-Graduação;

Ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e Raimundo Mainá e por disponibilizarem parte dos dados de clima usados neste trabalho;

Aos meus pais, Francisco e Enedina, pelo apoio incondicional, compreensão e exemplo de dignidade. Aos meus irmãos, Fernando e José Carlos pelo incentivo e boa convivência de sempre;

Por fim agradeço ao Bruno, pelo apoio e por compreender minha ausência, mesmo quando eu estava presente.

RESUMO GERAL

O Parque Nacional de Sete Cidades está localizado na região setentrional do Cerrado e possui 14,3% de sua extensão total ocupada por campo limpo, na forma de manchas, na maioria pequenas, circundadas por matrizes que envolvem duas ou mais fisionomias do Cerrado. Este trabalho teve como objetivo investigar a heterogeneidade espacial e temporal em comunidades desta fisionomia no Parque, bem como estabelecer relações com variáveis ambientais e espaciais. Outro aspecto abordado foi a relação fitogeográfica das áreas amostradas no Piauí com outros 16 levantamentos de comunidades úmidas dominadas por vegetação campestre no Cerrado (campo limpo úmido e vereda). Desta forma, a presente tese apresenta quatro capítulos: o 1º mostrou a visão geral dos campos no Parque através da investigação das características da vegetação e sua relação com as propriedades do solo; o 2º tratou das modificações ocorridas nessas áreas ao longo de três amostragens no tempo; o 3º abordou dois fragmentos representativos da fisionomia no Parque e sua relação com o ambiente e espaço e; o 4º investigou os padrões fitogeográficos através da comparação de áreas com esforço amostral semelhante, do Cerrado. O trabalho de campo teve início em julho de 2007, com a instalação de 17 linhas de 10 m em seis fragmentos de campo limpo úmido no Parque. No mesmo período, em 2009 e 2011, as áreas foram reinventariadas para efeito de comparação com o primeiro levantamento. Em adição, no ano de 2009 dois desses fragmentos dominados por *Trachypogon spicatus* (L. f.) Kuntze tiveram suas amostragens ampliadas, totalizando 15 linhas de 10 m em cada (denominados neste trabalho de campos A e B). Assim, os capítulos utilizaram esforços amostrais diferentes. Amostras superficiais simples (0 – 20 cm) de solo foram coletadas em todas as linhas. A partir das amostragens de 2009, a umidade no solo foi medida em três pontos por linha. Utilizou-se para amostragem da cobertura das espécies o método de interseção na linha. Cada linha foi subdividida em segmentos de 1 m, com varetas de ferro, que representaram as subunidades amostrais (SuA) para a análise da estrutura da vegetação, onde foram registradas a cobertura e a frequência relativas de cada espécie. A avaliação da estrutura da vegetação e a dinâmica, além da relação com o ambiente e com outras áreas de Cerrado do Brasil, foi realizada por meio de índices de riqueza, diversidade, similaridade, técnicas de análises de agrupamento e ordenação dos dados e regressões múltiplas. Foram caracterizados dois subtipos de comunidades de campo úmido no Parque, com base no período de alagamento em 2007, com separação evidente na análise Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). O primeiro reuniu as áreas mais secas e o segundo as mais úmidas. Com relação à estrutura da vegetação, poucas espécies

responderam pelas maiores coberturas relativas, com destaque para representantes de Poaceae e Cyperaceae. Um fato interessante foi a ausência de gramíneas exóticas invasoras nas áreas de campo limpo estudadas no Parque. Os resultados das três amostragens (2007, 2009 e 2011) sugeriram aparente condição de estabilidade nas áreas estudadas. Maiores mudanças na riqueza e diversidade de espécies foram registradas em 2009, provavelmente devido às chuvas muito acima da média para região em função do evento climático La Niña. Foram verificados, ainda, modelos similares de especialização funcional das espécies entre os inventários. As análises dos efeitos das propriedades do solo sugeriram associação com a determinação da vegetação nos campos do Parque, embora a partição da variância resultasse em pequeno percentual explicado por essas variáveis, quando considerados campos com condição mais homogênea das propriedades do solo (campos A e B). Outros eventos podem estar contribuindo com os padrões encontrados no Parque, como os efeitos do espaço, além de eventos estocásticos e outros não mensurados neste trabalho. Neste caso, a fração da variância não explicada pelo ambiente pode estar relacionada a fatores bióticos, por exemplo, os efeitos da dispersão em escalas finas, como já tratados na literatura. Em escalas amplas, foi verificada elevada substituição de espécies entre as áreas (diversidade beta). A análise das 18 áreas úmidas dominadas por vegetação campestre no Cerrado relacionou 581 espécies, onde 55,25% foram registradas em apenas um levantamento. O primeiro eixo da NMDS reuniu maior variação dos dados e captou melhor as diferenças geográficas nas áreas. Destas, duas estão localizadas no Parque Nacional de Sete Cidades (campos A e B) e as demais em áreas nas regiões Centro Oeste e Sudeste do Brasil. No geral, áreas próximas geograficamente foram agrupadas e determinadas pelas variáveis climáticas, especialmente precipitação e temperatura, aliadas aos efeitos do espaço. Além disso, a partição de variância nesta escala de estudo, realizada a partir de modelos de regressão múltipla, sugeriu que as variáveis ambientais ditaram conjuntos florísticos particulares entre as áreas.

Palavras-chave: Cerrado, herbáceas, método de interseção na linha, relação espécie-ambiente, partição de variância, fitogeografia, Nordeste do Brasil.

OVERVIEW

The Sete Cidades National Park is located in the northern Cerrado region and has 14.3% of its total size covered by grassland, in the form of mostly small patches surrounded by matrices involving two or more Cerrado physiognomies. This study aimed to investigate spatial and temporal heterogeneity in communities in the park bearing such features, as well as establish relationships with environment and space variables. A further issue addressed was the phytogeographic relationship in the areas sampled in Piauí with other surveys of 16 communities where Cerrado wet grassland vegetation prevails (grasslands and swampy plains). Thus, the present thesis is divided into four chapters: chapter 1 is an overview of the grasslands in the park through the investigation of its vegetation characteristics and their relationship to soil properties; chapter 2 addresses changes in these areas that occurred over time in the three samples; chapter 3 focuses on two fragments representing the park's physiognomy and its relationship with the environment and space; and chapter 4 investigates phytogeographic patterns by comparing areas with a similar sampling effort in the Cerrado. Fieldwork began in July 2007 with the setting up of 17 lines of 10 meters in length in six fragments of moist grassland in the Park. In the same month in 2009 and 2011, the areas were again surveyed for comparison with the first survey. In addition, the sampling of two of these fragments dominated by *Trachypogon spicatus* (L. f.) Kuntze was expanded in 2009, totaling 15 lines of 10 m each (referred to in this study as fields A and B). Thus, the chapters have used different sampling efforts. Simple soil surface samples (0 - 20 cm) were collected on all lines. From the 2009 sampling, soil moisture was measured at three points per line. The line-intercept method was employed for species cover sampling. Each line was divided with iron rods into 1-m segments, which represented the sample subunits (SuA) for vegetation structure analysis in which were recorded the relative cover and relative frequency of each species. The assessment of vegetation structure and dynamics and the relationship with the environment and with other areas of the Brazilian Cerrado was conducted by means of richness, diversity and similarity indices, as well as cluster analysis, data sorting and multiple regression techniques. Two subtypes of wet grassland communities in the park were characterized based on the 2007 flooding, with evident separation in the Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) analysis. The first comprised the drier areas and the second the wetter ones. With regard to vegetation structure, few species accounted for the higher relative coverage, especially representatives of the Poaceae and Cyperaceae families. A remarkable fact was the absence of invasive exotic grasses in the grassland areas studied in the park. The results of

three samples (2007, 2009 and 2011) suggested the structure had been maintained over time, with an apparent stability condition in the studied areas. Major changes in species richness and diversity were recorded in 2009, probably due to a rainfall well above average for the region due to the La Nina weather event. Similar species function specialization models were also cross-checked between inventories. The analyses of soil property effects suggested an association with the determination of grassland vegetation in the park, although variance partition had yielded a low percentage attributable to these variables when fields of more homogeneous soil properties were considered (fields A and B). Other events may be contributing to the patterns found in the park, such as the effects of space and stochastic events, among others not assessed in this study. In this case, the fraction of variance not explained by the environment may be related to biotic factors, like the effects of fine scale dispersion, as the literature has already addressed. On large scales, there was high turnover of species between areas (beta diversity). The analysis of the 18 wetlands dominated by grassland vegetation in the Cerrado selected 581 species, where 55.25% were recorded in one survey alone. The first NMDS axis showed greater data variation and best captured the differences in geographical areas. Of these, two are located in the Sete Cidades National Park (fields A and B) and the remainder in areas in the Center-West and Southeast regions of Brazil. In general, areas geographically close to each other were grouped and categorized by climatic variables, especially rainfall and temperature, combined with spatial effects. Furthermore, the variance partition on this research scale, conducted from multiple regression models, suggested that environmental variables dictated particular floristic sets across those areas.

Keywords: Cerrado, herbaceous, line intercept method, species-environment relationships, variance partition, phytogeography, Northeastern Brazil.

SUMÁRIO

Introdução geral	16
Capítulo 1. Relação entre a vegetação e as propriedades do solo em áreas de campo limpo úmido no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, Brasil	23
Resumo	23
Abstract	23
Introdução	24
Material e Métodos	26
Resultados	29
Discussão	31
Agradecimentos	34
Referências Bibliográficas	34
Capítulo 2. Mudanças temporais comunidades de plantas de campo limpo úmido no nordeste do Brasil	52
Resumo	52
Introdução	53
Métodos	55
Resultados	58
Discussão	60
Agradecimentos	63
Referências	63
Capítulo 3. Efeitos do ambiente na estrutura da vegetação em campos dominados por <i>Trachypogon</i> no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, Brasil	82
Resumo	82
Introdução	82
Métodos	84
Resultados	88
Discussão	90
Agradecimentos	92
Referências	93
Capítulo 4. Vegetação herbáceo-arbustiva de campo úmido e vereda no Cerrado: efeitos das variáveis climáticas e altitudinais sobre a diversidade beta	106

Resumo	106
Introdução	107
Métodos	108
Resultados	111
Discussão	112
Agradecimentos	116
Referências	116

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo 1

- Figura 1. Áreas de campo limpo amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. Área 1 (L1 – L5), Área 2 (L6 – L8), Área 3 (L9 – L11), Área 4 (L12 – L13), Área 5 (L14 – L15), Área 6 (L16 – L17). Os campos 3 e 6 estão destacados pois apresentam período maior de alagamento. 40
- Figura 2. Curvas de progressão espécie x área com o incremento de unidades amostrais (metro linear), para as seis áreas de campo limpo amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. 41
- Figura 3. Diagrama de ordenação pelo método de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para as 17 linhas amostradas nas áreas de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, com base na cobertura absoluta das 71 espécies (Stress = 0,11). 41
- Figura 4. Análise de correspondência canônica (CCA₁). A. Diagrama de ordenação para as 17 linhas e variáveis ambientais nos dois primeiros eixos, com base nos dados de frequência absoluta para 26 espécies ($\geq 10\%$). B. Diagrama de ordenação das espécies e das variáveis ambientais nos dois primeiros eixos. As espécies estão identificadas pelas primeiras letras do binômio, ver Tabela 2. 42

Capítulo 2

- Figura 1. Localização geográfica das áreas de campo limpo amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, norte do Estado do Piauí, Brasil. Área 1 (L1 – L5), Área 2 (L6 – L8), Área 3 (L9 – L11), Área 4 (L12 – L13), Área 5 (L14 – L15), Área 6 (L16 – L17). 69
- Figura 2. Precipitação pluviométrica mensal registrada, desde janeiro de 2006 a dezembro de 2011, na estação meteorológica de Piripiri, Piauí. Dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). 70
- Figura 3. Curvas de progressão do número médio de espécies, com o incremento de unidades amostrais (metro linear), para as áreas de campo limpo amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. (a) Área 1. (b) Área 2. (c) Área 3. (d) Área 4; (e) Área 5. (f) Área 6. Para melhor visualização, as curvas representativas dos intervalos de confiança a 95% não foram apresentadas nos gráficos. 72
- Figura 4. Diagrama de ordenação da NMDS que mostra a separação em três grupos no espaço de ordenação das 17 linhas instaladas em áreas de campo limpo no Parque Nacional de Sete

Cidades, Piauí. Área 1 (L1 – L5), Área 2 (L6 – L8), Área 3 (L9 – L11), Área 4 (L12 – L13), Área 5 (L14 – L15), Área 6 (L16 – L17).	72
Figura 5. Dendograma indicativo da separação dos sete grupos funcionais com base em 23 atributos e 92 espécies. Os grupos funcionais foram descritos na Tabela 3.	72
Figura 6. Diagrama de ordenação da PCA dos grupos funcionais e das 17 linhas de amostragem da vegetação instaladas em áreas de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. Os vetores indicam a associação relativa da abundância dos grupos funcionais com os dois eixos de ordenação e o seu comprimento representa a magnitude dessa associação. Área 1 (L1 – L5), Área 2 (L6 – L8), Área 3 (L9 – L11), Área 4 (L12 – L13), Área 5 (L14 – L15), Área 6 (L16 – L17).	73

Capítulo 3

Figura 1. Distribuição das Linhas de amostragem nos campos limpo A e B, localizados no Parque Nacional de Sete Cidades, Nordeste do Brasil.	102
Figura 2. Diagrama de ordenação da PCA das 30 linhas amostradas nos campos A (Δ) e B (\blacktriangle) localizados no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. (a) Relação do eixo 2 com as variáveis areia, argila, silte, Ca e Mg. (b) Relação do eixo 3 com as variáveis cota e P. Os vetores indicam a associação relativa da concentração da variável na linha com os eixos de ordenação e o seu comprimento representa a magnitude dessa associação.	103
Figura 3. Curvas de acumulação de espécies nas áreas de campo limpo A (—) e B (—) no Parque Nacional de Cidades, Piauí. Linhas tracejadas correspondem a $\pm 95\%$ de intervalo de confiança (IC).	103
Figura 4. Diagrama da NMDS que mostra a separação em dois grupos no espaço de ordenação das 30 linhas de amostragem instaladas nos campos A (Δ) e B (\blacktriangle) no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí.	104
Figura 5. Correlogramas construídos através do índice de Morans'I para três variáveis resposta: riqueza, cobertura e eixo 1 da NMDS. (a) Resíduos das análises de regressão das variáveis resposta e predictoras. (b) Resíduos dos modelos de riqueza (CTC), cobertura (saturação de bases) e primeiro eixo da NMDS (SB, Cu e filtros); a significância pela correção sequencial de Bonferroni é indicada pela presença de asterisco (*) na classe de distância correspondente.	105

Capítulo 4

Figura 1. Distribuição geográfica dos 18 levantamentos realizados em áreas úmidas dominadas por vegetação campestre dentro dos limites do Cerrado. Distrito Federal (A1 a A5), Goiás (A6 a A10), Minas Gerais (A11 a A14), Piauí (A15 e A16), São Paulo (A17) e Tocantins (A18).	121
Figura 2. Diagrama de ordenação da PCA que mostra a separação das 18 áreas no espaço de ordenação principalmente em função da latitude no primeiro eixo e precipitação no segundo. Os códigos das variáveis ambientais estão descritos na Tabela 2.	122
Figura 3. Diagrama de ordenação da NMDS que mostra a separação das 18 áreas no espaço de ordenação com base na composição de espécies. Os códigos das áreas são descritos na Tabela 1.	122
Figura 4. Correlogramas construídos através do índice de Morans'I para os eixos da NMDS. (a) Resíduos das análises de regressão do primeiro eixo e variáveis preditoras e do modelo OLS (BIO1, BIO18 e BIO19). (b) Resíduos das análises de regressão do segundo eixo e variáveis preditoras e do modelo OLS (BIO16). A significância pela correção sequencial de Bonferroni é indicada pela presença de asterisco (*) na classe de distância correspondente.	123

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Variáveis químicas e físicas de 17 amostras do solo coletadas nas linhas de amostragem, no campo limpo do Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. ^a (cmolc.dm ⁻³); ^b (mg.dm ⁻³); ^c (%); ^d (g/kg); ^e (CaCl ₂)	43
Tabela 2. Cobertura relativa e frequência relativa (negrito) para as espécies de 17 linhas de amostragem do estrato herbáceo-subarbustivo de campo limpo do Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí.	44
Tabela 3. Índice de Similaridade de Chao-Sørensen ± IC (negrito) para a flora herbáceo-subarbustiva entre as 17 linhas em campo limpo amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí.	50
Tabela 4. Resumo das análises de correspondência canônica das quatro CCAs das 17 Linhas distribuídas nas áreas de campo limpo do Parque Nacional de Sete Cidades e suas correlações internas com os dois primeiros eixos de ordenação.	51

Capítulo 2

Tabela 1. Espécies amostradas nas áreas de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, nos três inventários em ordem alfabética de famílias. FV = Formas de vida de Raunkiaer; HV = História de vida; Alt = Classes de altura; Fl = Características das flores; SD = Síndrome de dispersão; CR = Cobertura relativa; FR = Frequência Relativa. Ver tópico “Classificação funcional das espécies” na metodologia para detalhes na legenda.	74
Tabela 2. Riqueza e diversidade de seis áreas de campo limpo amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí.	80
Tabela 3. Características dos grupos funcionais produzidos pela análise de cluster para o conjunto de 23 atributos e 92 espécies amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí.	81

Capítulo 3

Tabela 1. Espécies amostradas em ordem alfabética de famílias nas duas áreas de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. CR = Cobertura Relativa, FR = Frequência Relativa.	98
Tabela 2. Espécies com resultados significativos na análise de espécies indicadoras (ISA) realizada com base nos dois campos amostrados no Parque Nacional de Sete Cidades e no	

valor de cobertura absoluta das 67 espécies (VIO = valor indicador observado; s = desvio padrão; p = significância do teste de Monte Carlo). 100

Tabela 3. Cobertura absoluta (CA), riqueza em espécies (R) e variáveis de solo medidas nos campos A e B no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. CA (metros); Ca, Mg, AL, K (cmolc.dm⁻³); P Mehlich (mg.dm⁻³); MO (Matéria Orgânica g/dm³), Na, Zn, Cu, Fe, Mn (mg.dm⁻³); CTC (Capacidade de troca de Cátions); SB (Saturação de Bases %), SA (Saturação de Alumínio %); pH (CaCl₂); Areia, Silte, Argila (g/kg); umidade (%). 101

Capítulo 4

Tabela 1. Informações geográficas e ambientais para as 18 áreas úmidas no Cerrado dominadas por vegetação campestre utilizadas nesse estudo. Onde Lat/Long = latitude/longitude, Alt = altitude, Prec = precipitação, TMed = temperatura média, Fam = família, Gen = gênero, Sp= espécie e * amostradas apenas em um levantamento. 124

Tabela 2. Descrição das variáveis bioclimáticas disponíveis na base de dados do WorldClim (Hijans et al. 2005). 126

INTRODUÇÃO GERAL

Áreas dominadas por vegetação campestre podem ser encontradas em regiões temperadas ou tropicais e são caracterizadas principalmente pelo tipo de clima (ALLABY 2006). Os campos podem ser definidos como ecossistemas terrestres dominados por vegetação herbáceo/subarbusciva e regulados pelos efeitos do fogo, pastagem, seca ou temperaturas muito frias (WHITE et al. 2000). Apresentam nomes variados nas regiões temperadas onde destacam-se as estepes (Europa e Ásia), as pradarias (América do Norte), os pampas (América do Sul) e os *veldt* (África do Sul), e na região tropical são denominados savanas por alguns autores (WHITTAKER 1977; COLLINSON 1988; ALLABY 2006). No geral, todos esses ambientes são dominados por gramíneas, mas por tratar-se de um grupo de plantas com elevada riqueza em espécies, a distinção florística e estrutural entre os mesmos é mantida (ALLABY 2006). As principais ameaças aos campos estão relacionadas às modificações causadas diretamente pelo homem, como agricultura, fragmentação, introdução de espécies invasoras, urbanização, desertificação, fogo e implatação de pastagem (WHITE et al. 2000; GIBSON 2009). Tais modificações causam taxas de conversão de áreas nativas elevadas, sendo que Gibson (2009) cita que para cada 1 ha de área protegida outros 10 ha são perdidos.

Ocorre falta de consenso entre os autores para o uso do termo savana (WALTER et al. 2008). A definição mais aceita para savana tem sentido fisionômico, ou seja: uma camada de vegetação herbácea contínua, com descontinuidades de arbustos e árvores (BOURLIÈRE & HADLEY 1983; SARMIENTO 1983; WALTER et al. 2008). O termo ainda está ligado a grande variedade de formas, ora dominadas por vegetação campestre, ora vegetação lenhosa (SARMIENTO 1983). Exemplos de savanas são encontrados, por exemplo, na América do Sul, em duas grandes manchas principais; uma ao norte e outra ao sul do Equador (SOLBRIG 1996). Ao norte ocorrem os Llanos na bacia do Orinoco Venezuela e no território subjacente da Colômbia (COLE 1986), além da *Gran Sabana* na Venezuela, savanas costeiras das Guianas e savanas do Rio Branco-Rupununi no Brasil (SOLBRIG 1996). Ao sul do Equador ocorre principalmente no Brasil, no Cerrado (EITEN 1972, 1979; SOLBRIG 1996).

Ribeiro & Walter (2008) distinguem 11 tipos principais de vegetação no Cerrado, distribuídos em formações florestais, savânicas e campestres. Destes, o campo limpo é estritamente campestre, composto por vegetação herbáceo-subarbusciva, sem arbustos ou árvores. Variações na topografia, profundidade e umidade do solo determinam três subtipos: campo limpo seco, campo limpo úmido e campo limpo com murundus (RIBEIRO &

WALTER 2008). Em resumo, a água determina o estabelecimento dos campos úmidos. Nessas áreas o lençol freático aflora sazonal ou permanentemente ao longo do ano (SARMIENTO 1983; RIBEIRO & WALTER 2008). A condição de alagamento permite o estabelecimento de uma flora capaz de suportar a redução (hipoxia) ou falta (anoxia) de oxigênio para as raízes, bem como a redução na disponibilidade de alguns nutrientes no solo (CRONK & FENESEY 2001; LYON 2001).

Tannus & Assis (2004) observaram acentuada substituição de espécies entre um campo úmido e outro seco adjacente, no município de Itirapina (SP). Devido aos estresses comuns aos campos úmidos, trabalhos realizados nessas áreas têm registrado menor riqueza em espécies quando comparados com outras fisionomias do Cerrado (TANNUS & ASSIS 2004; CIANCIARUSO et al. 2005; MUNHOZ & FELFILI 2007). Portanto, a quantidade de alagamento e a duração do período de inundação devem ser severas o suficiente para diferenciar a flora das comunidades de campos úmidos (CRITCHLEY et al. 2002; CIANCIARUSO & BATALHA 2008). Assim, esses ambientes são importantes para aumentar a diversidade beta dentro do domínio do Cerrado (CIANCIARUSO & BATALHA 2008). Outro aspecto importante é que as amplitudes de ocorrência latitudinal e de condições climáticas dos campos úmidos condicionam floras bastante diversificadas em diferentes regiões de ocorrência (TANNUS 2007).

Estudos prévios realizados em áreas de campo úmido no Cerrado concentram-se principalmente em regiões do Brasil Central e fornecem informações sobre a composição florística, estrutura da vegetação, relação com o ambiente e, mais recentemente, abordam a dinâmica da vegetação em escalas anuais e entre anos (TANNUS & ASSIS 2004; MUNHOZ & FELFILI 2006, 2007, 2008; AMORIM & BATALHA 2006, 2007, 2008; CIANCIARUSO & BATALHA 2008; REZENDE 2007; TANNUS 2007; MUNHOZ et al. 2008; AMARAL 2008; EUGÊNIO et al. 2011). No geral, as famílias Poaceae, Cyperaceae, Eriocaulaceae e Xyridaceae estão entre as mais ricas em espécies, enquanto que Poaceae apresenta ainda as maiores taxas de cobertura relativa. Com relação aos gêneros mais comuns, destacam-se: *Aristida*, *Axonopus*, *Panicum*, *Mesosetum*, *Paspalum*, *Trachypogon* (Poaceae); *Burmannia* (Burmanniaceae); *Cuphea* (Lythraceae); *Rhynchospora* (Cyperaceae); *Utricularia* (Lentibulariaceae); *Cleistes*, *Habenaria*, *Sarcoglottis* (Orchidaceae), dentre outros (FILGUEIRAS 2002; MENDONÇA et al. 2008).

Devido à localização estratégica de algumas áreas, por exemplo, nas nascentes, circundando as veredas ou nas bordas das matas de galeria (RIBEIRO & WALTER 2008), os campos úmidos desempenham a função de bacias coletoras de água (NARANJO 1995).

Segundo Gibson (2009), em levantamento realizado com as 145 bacias hidrográficas mais importantes no mundo, registrou-se que em 25 destas, cerca de 50% da cobertura vegetal foi formada por campos. Entretanto, nos últimos anos, a pressão da agricultura no Cerrado através da drenagem dos campos úmidos pode acarretar a perda de espécies ou grupos de espécies (MUNHOZ & FELFILI 2008) e/ou, ainda, afetar o sistema hidrológico da região dos cerrados.

Neste contexto, são necessários esforços para inventariar e avaliar essas áreas do ponto de vista da estrutura, da dinâmica e das relações da vegetação com as variáveis ambientais. Segundo Ribeiro & Walter (2008), a dificuldade na identificação das espécies constitui o maior problema que limita a quantidade de estudos nas áreas campestres do Cerrado. Diante disso, o presente estudo foi realizado em uma área campestre de Cerrado no Piauí. Fisionomicamente trata-se da continuação da vegetação do Planalto Central, mas, floristicamente, caracteriza-se pela substituição de espécies (CASTRO 1994; CASTRO et al. 1999). Segundo estes autores, as diferenças florísticas condicionam a existência de uma flora “areal” (*sensu* CASTRO 1994), justificada pelas diferenças nas cotas altimétricas, além da deficiência hídrica anual relacionada aos solos do Nordeste e a distribuição irregular das chuvas. Na região norte do Estado do Piauí está localizado o Parque Nacional de Sete Cidades, com uma área de 6.221,48 ha, caracterizado por mosaicos complexos de tipos fisionômicos, com formações savânicas (cerrado *sensu stricto* e cerrado rupestre), além de campo limpo, cerradão, floresta ocasionalmente inundada e estacional semidecídua (OLIVEIRA et al. 2007). A área de ocorrência de campo limpo ocupa 14,3% da extensão total no Parque.

Neste trabalho foram amostrados fragmentos de campo úmido no Parque Nacional de Sete Cidades, para investigar a heterogeneidade espacial e temporal das espécies. Para tanto, propôs-se:

- a) avaliar a estrutura das comunidades de campo limpo úmido no Parque Nacional de Sete Cidades - Piauí;
- b) avaliar a diversidade e os padrões de distribuição espacial das espécies, relacionando-os às propriedades físicas, químicas e a umidade do solo;
- c) avaliar mudanças na estrutura da camada herbáceo-subarbusciva das comunidades de campo limpo entre 2007, 2009 e 2011;
- d) relacionar as mudanças nas comunidades com as variações climáticas ao longo do tempo (2007 – 2011);

e) detectar padrões de distribuição da flora em áreas úmidas do Cerrado localizadas nas regiões Nordeste, Centro-Oeste e Sudeste do Brasil e relacioná-las com as variáveis ambientais, mais especificamente com o clima e altitude locais.

O texto da tese está dividido em quatro capítulos, escritos no formato de artigos científicos, inclusive seguindo as normas das revistas em questão. O primeiro já foi submetido após ter sido avaliado pela banca na apresentação dos resultados parciais (Qualificação). Os demais serão submetidos aos periódicos após a aprovação do trabalho pela banca de defesa da tese:

Capítulo 1: Relação entre a vegetação e as propriedades do solo em áreas de campo limpo úmido no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, Brasil (Periódico: Rodriguésia)

Capítulo 2: Dinâmica da vegetação de campo limpo úmido em áreas do Cerrado do Nordeste do Brasil (Periódico: Applied Vegetation Science)

Capítulo 3: Efeitos do ambiente na estrutura da vegetação em campos dominados por *Trachypogon* no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, Brasil (Periódico: Plant Ecology)

Capítulo 4: Vegetação herbáceo-arbustiva de campo úmido e vereda no Cerrado: efeitos das variáveis climáticas e altitudinais sobre a diversidade beta (Periódico: Journal of Vegetation Science)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLABY, M. **Biomes of the world: grasslands**. New York: Chelsea House Publishers, 2006. 270 p.

AMARAL, A.G. **Mudanças estruturais e florísticas do estrato herbáceo-arbustivo em campo sujo e campo limpo úmido na fazenda Água Limpa – DF após um período de sete anos**. Dissertação (Mestrado em Botânica), Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

AMORIM, P.K. & BATALHA, M.A. Soil characteristics of a hyperseasonal cerrado compared to a seasonal cerrado and a floodplain grassland: implications for plant. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2B, p. 661-670. 2006.

AMORIM, P.K. & BATALHA, M.A. Soil-vegetation relationships in hyperseasonal cerrado, seasonal cerrado, and wet grassland in Emas National Park (Central Brazil). **Acta Oecologica**, v. 32, p. 319 - 327. 2007.

AMORIM, P.K. & BATALHA, M.A. Soil chemical factors and grassland species density in Emas National Park (central Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 279-285. 2008.

BOURLIÈRE, F. & HADLEY, M. Present-day savannas: an overview. In: BOURLIÈRE, F. (ed.). **Ecosystems of the World 13: tropical savannas**. Amsterdam: Elsevier, 1983. p. 1-17.

CASTRO, A.A.J.F. **Comparação florístico-geográfica (Brasil) e fitossociológica (Piauí - São Paulo) de amostras de cerrado**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Universidade de Campinas, São Paulo, 1994.

CASTRO, A.A.J.F.; MARTINS, F.R.; TAMASHIRO, J.Y. & SHEPHERD, G.J. How rich is the woody flora of Brazilian Cerrados? **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 86, n. 1, p. 192-224. 1999.

CIANCIARUSO, M.V.; BATALHA, M.A.; SILVA, I.A. Seasonal variation of a hyperseasonal cerrado in Emas National Park, central Brazil. **Flora**, v. 200, n. 345, p. 345-353. 2005.

CIANCIARUSO, M.V. & BATALHA, M.A. A year in a Cerrado wet grassland: a non-seasonal island in a seasonal. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 3, p. 495-501. 2008.

COLE, M.M. **The Savannas: biogeography and geobotany**. Florida: Academic Press, 1986. 233 p.

COLLINSON, A.S. **Introduction to World Vegetation**. 2 ed. London: Unwin Hyman Ltd. 1988. 325 p.

CRITCHLEY, C.N.R.; CHAMBERS, B.J.; FOWBERT, J.A.; SANDERSON, R.A.,

- BHOGAL, A. & ROSE, S.C. Association between lowland grassland plant communities and soil properties. **Biological Conservation**, n. 105, p. 199-215. 2002.
- CRONK, J.K. & FENNESSY, M.S. **Wetland plants: biology and ecology**. Washington: Lewis Publishers, 2001. 462 p.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, n. 2, p. 201-341. 1972.
- EITEN, G. Formas fisionômicas do Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 2, p. 139-148. 1979.
- EUGÊNIO, C.U.O., MUNHOZ, C.B.R. & FELFILI, J.M. Dinâmica temporal do estrato herbáceo-arbustivo de uma área de campo limpo úmido em Alto Paraíso de Goiás, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, p. 497-507. 2011.
- FILGUEIRAS, T.S. Herbaceous Plant Community. In: OLIVEIRA, P.S. & MARQUIS, R.J. (eds). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 121-139.
- GIBSON, D.J. **Grasses and grassland ecology**. New York: Published in the United States by Oxford University Press Inc, 2009. 305 p.
- LYON J G. **Wetlands Landscape Characterization: GIS, Remote Sensing and Image Analysis**. Chelsea, MI: Ann Arbor Press, 2001. 135 p.
- MENDONÇA, R.C.; FELFILI, J.M.; WALTER, B.M.T.; SILVA-JÚNIOR, M.C.; REZENDE, A.V.; FILGUEIRAS, T.S.; NOGUEIRA & FAGG, C.W. Flora vascular do Cerrado: checklist com 12.356 espécies. In: SANO, S.M. & ALMEIDA, S.P (eds). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: EMBRAPA, 2008. v. 2. p. 289-556.
- MUNHOZ, C.B.R. & FELFILI, J.M. Floristics of the herbaceous and subshrub layer of a moist grassland in the cerrado biosphere reserve (Alto Paraíso de Goiás), Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 63, n. 2/3, p. 343-354. 2006.
- MUNHOZ, C.B.R. & FELFILI, J.M. Florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um campo limpo úmido em Brasília, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 2007.
- MUNHOZ, C.B.R. & FELFILI, J.M. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo em campo limpo úmido no Brasil Central. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 4; p. 905-913, 2008.
- MUNHOZ, C.B.R.; FELFILI, J.M. & RODRIGUES, C. Species-environment relationship in the herb-subshrub layer of a moist Savanna site, Federal District, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 25-35. 2008.

NARANJO, L.G. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. **Vegetatio**, v. 118, p. 125-129. 1995.

OLIVEIRA, M.E.A.; MARTINS, F.R.; CASTRO, A.A.J.F. & SANTOS, J.R. Classes de cobertura vegetal do Parque Nacional de Sete Cidades (transição campo-floresta) utilizando imagens TM/Landsat, NE do Brasil. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007. Florianópolis. **Anais...**, Florianópolis, v. 13. 2007. p. 1775-1783.

RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, n. 3, p. 223-230. 1997.

REZENDE, J.M. **Florística, fitossociologia e a influência do gradiente de umidade do solo em campos úmidos no Parque Estadual do Jalapão, Tocantins**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), Universidade de Brasília, Brasília, Distrito Federal. 2007.

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. & RIBEIRO, J.F. (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: EMBRAPA, 2008. v. 1. p. 152-212.

SARMIENTO, G. The savannas of tropical America. In: BOURLIÈRE, F. (ed.). **Ecosystems of the World 13: tropical savannas**. Amsterdam: Elsevier, 1983. p. 245-288.

SOLBRIG, O.T. The diversity of the savanna ecosystem. In: SOLBRIG, O.T.; MEDINA, E. & SILVA, J.F. (eds.). **Biodiversity and Savanna Ecosystem Processes: a global perspective**. Germany: Springer, 1996. p. 1-27.

TANNUS, J.L.S. & ASSIS, M.A. Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de cerrado, Itirapina – SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 3, p. 489-506. 2004.

TANNUS, J.L.S. **Estudo da vegetação dos campos úmidos de cerrado: aspectos florísticos e ecológicos**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Instituto de Biociências de Rio Claro, São Paulo, 2007.

WALTER, B.M.T.; CARVALHO, A.M. & RIBEIRO, J.F. O conceito de savana e de seu componente cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. & RIBEIRO, J.F. (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: EMBRAPA, 2008. v. 1. p. 21-45.

WHITE, R.; MURRAY S. & ROHWEDER M. **Pilot analysis of global ecosystems: grassland ecosystems technical report**. Washington: World Resources Institute, 2000. 69 p.

WHITTAKER, R.H. **Classification of natural communities**. New York: Arno Press, 1977. 239 p.

Capítulo 1

Relação entre a vegetação e as propriedades do solo em áreas de campo limpo úmido no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, Brasil¹

Título abreviado: Relação entre os campos limpos e as propriedades do solo, Piauí, Brasil.

Resumo: O objetivo deste estudo foi avaliar a estrutura da camada herbáceo-subarbusciva em comunidades de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades, localizado no Piauí, e a sua relação com as variáveis edáficas e espaciais nas áreas. A amostragem da vegetação foi realizada no final da estação chuvosa/início da seca, por meio do método de interseção na linha, para determinar a composição e a cobertura linear das espécies. Dezesete linhas de 10 m, subdivididas em seções de 1 m, foram distribuídas em seis áreas distintas. Amostras de solo (0-20 cm) foram coletadas para análises químicas e texturais. Foram amostrados 71 táxons relacionados a 46 gêneros e 25 famílias. A análise de correspondência canônica (CCA) separou as linhas amostradas em três grupos associados às propriedades texturais e químicas dos solos, que coincidiram com as áreas mais similares. O procedimento de permutação com múltiplas respostas (MRPP) detectou diferenças significativas entre os grupos da CCA. As variáveis ambientais mais fortemente correlacionadas foram Cu, Fe, saturação de alumínio, silte, Zn, saturação de bases e areia, que explicaram 37,9% da variação dos dados. A distância espacial entre as linhas foi responsável por 16,8% da variação explicada. A distribuição dos campos úmidos no Parque parece estar determinada pelos gradientes de textura e fertilidade dos solos.

Palavras-chave: Cerrado, estrato herbáceo, método de interseção na linha, variáveis ambientais.

Vegetation and soil relationship in moist grassland in the Sete Cidades National Park, Piauí, Brazil

Abstract: Variations in soil properties seem to determine spatial distribution of plant communities in the moist grassland. The aim of this study was to evaluate the relationship between the floristic composition and structure of the herbaceous-subshrub layer and soil and

¹ Elaborado de acordo com as normas de submissão para o periódico Rodriguésia

spatial variables in grassland communities in the National Park of Sete Cidades, Piauí, Brazil. The composition and linear coverage of the species were assessed by the line-intercept method. A total of 17 lines of 10 m, subdivided in sections of 1 m, were distributed into six distinct areas. Soil samples were collected for chemical and textural analysis. We sampled 71 taxa in 46 genera and 25 families. Through canonical correspondence analysis (CCA) the lines sampled were separated into three groups, associated with textural and chemical soil properties, which coincided with the most similar sites. The multi-response permutation procedures (MRPP) found significant differences between groups of the CCA. The environmental variables most strongly correlated were Cu, Fe, aluminum saturation, silt, Zn, base saturation and sand, accounting for 37.9% of data variation. The spatial distance between the lines accounted for 16.8% of the explained variance. The distribution of the wet grasslands in the park seems to be determined by texture and soil fertility gradients.

Key-words: Cerrado, herbaceous layer, line-intercept method, environmental variables

Introdução

O solo é considerado como principal fator ecológico na determinação da ocorrência de savanas, cujas explicações edáficas incluem especialmente os teores de nutrientes e a umidade (Montgomery & Askew 1983). No Cerrado, a heterogeneidade na paisagem, com a sucessão de diferentes formações fisionômicas, em estudos iniciais foi associada com diferenças na fertilidade, níveis elevados de alumínio e acidez no solo (Alvim & Araújo 1952; Arens 1958; Goodland 1979). Entretanto, estudos posteriores mostraram resultados conflitantes para a explicação das relações entre fisionomias e *status* nutricional dos solos (Furley & Ratter 1988; Ruggiero *et al.* 2002). De modo geral, além da baixa fertilidade dos solos comum para todas as fisionomias (Furley & Ratter 1988), outros fatores edáficos desempenham papel fundamental na distribuição das mesmas, como a profundidade do solo, a presença de concreções, e outros obstáculos que impeçam o desenvolvimento das raízes, além da água (Haridasan 2008).

Aspectos relacionados às variações nas propriedades físicas e químicas dos solos ao longo dos gradientes fisionômicos são associados às variações na identidade das espécies, bem como de processos em escalas locais nesses ecossistemas naturais (Haridasan 2000, 2008; Moreno *et al.* 2007). Alguns estudos indicam que áreas com solos mais férteis no Cerrado apresentam diferenças na composição florística, densidade das espécies dominantes e concentrações de nutrientes nas folhas, e que a menor fertilidade seleciona espécies com baixos requerimentos nutricionais (Haridasan 2000; Moreno *et al.* 2007).

Espécies do Cerrado possuem alguns mecanismos adaptativos que as tornam capazes de lidar com deficiências nutricionais no solo, embora sejam capazes de responder positivamente a disponibilidade de recursos, como nutrientes, água e luz (Haridasan 2008). Por exemplo, a disponibilidade de fósforo no solo pode regular a frequência e a produtividade de Leguminosas e determinar sua maior ocorrência em áreas mais secas (Medina 1996; Janssens *et al.* 1998; Amorim & Batalha 2007), enquanto o excesso de umidade está associado ao aparecimento de espécies de Cyperaceae, Xyridaceae, Eriocaulaceae e Lentibulariaceae (Tannus & Assis 2004; Munhoz & Felfili 2006b, 2007). Mesmo em áreas adjacentes, ocorre uma acentuada substituição de espécies entre os campos úmidos e secos (Tannus & Assis 2004).

Em campos temperados, nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio, podem limitar a produção de biomassa (Critchley *et al.* 2002). Nesses ambientes, o aumento da fertilidade no solo pode diminuir a riqueza e favorecer a competição na captação de recursos e no acúmulo de biomassa, de modo que, algumas espécies se destacam das demais (Al Mufti *et al.* 1977; Grime 1979). Em campos na Europa, Janssens *et al.* (1988) encontraram menor riqueza em espécies com maior quantidade de fósforo disponível (acima de 50 mg.kg^{-1}) nos solos.

Variações nas propriedades do solo, dentro da mesma área campestre tropical, nos teores de matéria orgânica, alumínio, argila, saturação de alumínio e fósforo, foram correlacionados com a estrutura das comunidades de plantas (Amorim & Batalha 2006; Munhoz *et al.* 2008). No Parque Nacional das Emas em Goiás, Amorim & Batalha (2008) associaram a elevação na riqueza em espécies com elevados teores de alumínio e pHs baixos. Em veredas, ambientes caracterizados por solos hidromórficos, variações locais na umidade determinam aumento de espécies das áreas mais úmidas para as mais secas (Guimarães *et al.* 2002; Ramos *et al.* 2006), e mais espécies exclusivas nos extremos mais úmidos (Araújo *et al.* 2002).

Neste contexto, este trabalho objetivou avaliar a estrutura e diversidade em áreas de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades (ParnaSC), uma área de transição Cerrado/Caatinga localizada na porção norte do Estado do Piauí, e submetido à forte heterogeneidade das condições ambientais. Tendo como premissa que as características dos solos determinam similaridades na composição de espécies e na estrutura da vegetação dos campos limpos. Assim, emergiram as seguintes questões: 1) Existe associação da vegetação com as características edáficas? 2) Os fragmentos de campo limpos úmidos no ParnaSC são similares entre si na composição e estrutura da vegetação?

Material e Métodos

Área de estudo - O Parque Nacional de Sete Cidades, criado em 1961, possui área de 6.221,48 ha. Está localizado entre os municípios de Brasileira e Piracuruca (04°02' - 08' S e 41°40' - 45' W) no norte do Estado do Piauí, com altitudes variando de 100 a 290 m. Segundo a classificação climática de Thornthwaite & Mather (1955) o clima é considerado subúmido, megatérmico com grande deficiência hídrica no inverno e concentração de 30,3% da evapotranspiração potencial no trimestre setembro-outubro-novembro (C2w2A'a'). A precipitação média anual é de 1.650 mm, sendo que cerca de 87% ocorre entre janeiro a maio.

A vegetação é caracterizada por grande variedade de comunidades, distribuídas em mosaicos, incluídas no domínio do Cerrado ou da transição Cerrado/Caatinga (IBDF 1979). Oliveira *et al.* (2007) mapearam a vegetação do Parque e evidenciaram o complexo mosaico de tipos estruturais dominados por formações savânicas (cerrado *sensu stricto* e cerrado rupestre), além de campo limpo, cerradão, floresta ocasionalmente inundada e estacional semidecídua. A área de ocorrência da vegetação campestre ocupa 14,3% da extensão total do Parque, principalmente na porção centro-sudoeste, associada, em sua maioria aos Neossolos Quartzarênicos e Planossolos (Oliveira *et al.* 2007).

Metodologia de amostragem da vegetação – Através de mapas e imagens de satélite, a área do Parque foi estratificada por fitofisionomias, e seis fragmentos de campo limpo foram selecionados. Os fragmentos têm tamanhos variados (1,2 a 19,2 ha), mas são, na maioria, pequenos e circundados por matrizes que envolvem duas ou mais fisionomias. Após a estratificação foi adotado o método de interseção na linha proposto por Canfield (1941, 1950) com a instalação de 17 linhas aleatórias de 10 m cada, distribuídas em seis áreas (Fig. 1), com cinco linhas na primeira, três na segunda e na terceira, e duas nas demais, de acordo com o tamanho da área selecionada e homogeneidade da vegetação. Destas, as áreas três e seis permaneceram com lençol freático superficial no período da amostragem. Cada linha foi demarcada e subdividida com varetas de ferro, em segmentos de 1 m, que representaram as subunidades amostrais (SuA) para a análise da estrutura da vegetação, perfazendo um total de 170 SuA de 1 m inventariados. A amostragem foi realizada no final da estação chuvosa/início da seca (julho de 2007).

O material testemunho foi herborizado e incluído no acervo dos herbários da Universidade Federal do Piauí (TEPB) e Universidade de Brasília (UB). As identificações foram realizadas por consultas à literatura especializada, por comparação com exemplares depositados nos herbários e, confirmadas por especialistas nos diferentes grupos taxonômicos. As espécies foram classificadas em famílias de acordo com o sistema do Angiosperm

Phylogeny Group III (APG III 2009). Para a família Poaceae foi adotado o Catalogue of the New World Grasses (CNWG 2011).

Coleta das variáveis espaciais e solo – Próximo a região central de cada linha foi coletada uma amostra superficial simples de solo (0-20 cm). As análises químicas e texturais foram realizadas segundo o protocolo da EMBRAPA (1997). Foram analisadas as seguintes variáveis: pH; teores de Ca+Mg, Ca/CTC, Ca/K, Ca/MG, Ca, Mg, Al, H+Al, H+Al/CTC, K/CTC, MG/K, K, P, Na, Zn, Cu, Fe e Mn; saturação de bases; saturação de alumínio; matéria orgânica; capacidade de troca catiônica (CTC) e teores de argila, silte e areia.

As variáveis espaciais foram representadas pelas coordenadas binárias da região inicial de cada linha, bem como de outras sete variáveis derivadas destas, seguindo o modelo sugerido por Borcard *et al.* (1992): x^2 , x^3 , y^2 , y^3 , $x*y$, x^2*y e $x*y^2$.

Estrutura da vegetação – Com base na ocorrência e projeção horizontal de cada espécie por SuA, ao longo das linhas amostradas, foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos: cobertura absoluta (CA), cobertura relativa (CR), frequência absoluta (FA) e frequência relativa (FR) de acordo com Kent & Coker (1992), adaptadas por Munhoz & Felfili (2006a).

Diversidade, riqueza e similaridade – Para avaliar a diversidade nas 17 linhas e nas áreas separadamente foi utilizado o índice de Shannon-Wiener na base e (H'), adaptado por Munhoz & Felfili (2006a), que utilizou os valores de cobertura para as espécies como medida de abundância. A comparação quanto à significância entre os valores de H' para os pares de áreas inventariadas foi avaliada pelo teste- t de Hutcheson ($\alpha = 0,05$) (Zar 1999), por meio do programa PAST versão 1.91 (Hammer *et al.* 2001). O potencial de riqueza entre as áreas foi verificado pela curva espécies x área e o estimador de riqueza de *Jackknife* de primeira e segunda ordens (Magurran 1988), calculados pelo Programa PCORD versão 4.2 (McCune & Mefford 1999). As curvas foram traçadas a partir das médias e intervalos de confiança a 95% do número cumulativo de espécies (McCune & Mefford 1999), e considerou-se o metro linear como unidade de medida. A similaridade entre as linhas e entre as áreas foi verificada pelo índice de Sørensen modificado por Chao *et al.* (2005), utilizando a cobertura como parâmetro de abundância das espécies, a análise foi realizada no programa EstimateS, versão 8.2 (Colwell 2005).

Análises de ordenação – Com base na cobertura absoluta de todas as espécies nas linhas foi empregado o método de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) (Kruskal 1964; Clarke 1993). Trata-se de uma análise que utiliza como informação a matriz de dissimilaridade entre o conjunto de dados (Kent & Coker 1992). A escolha do índice de

dissimilaridade é crucial e pode determinar diferentes modelos e interpretações dos resultados (Quinn & Keough 2002). O diagrama de ordenação foi construído com o índice de Bray-Curtis no PAST versão 1.91 (Hammer *et al.* 2001).

As relações entre as espécies e as variáveis espaciais e edáficas foram realizadas através da análise de correspondência canônica (CCA), análise direta de gradientes que utilizou o programa CANOCO for Windows versão 4.5 (ter Braak & Smilauer 1998), de acordo com a rotina proposta por Borcard *et al.* (1992). Essa abordagem foi empregada para discriminar a proporção da variação total dos dados das espécies que foi explicada pelas variáveis ambientais e espaciais separadamente, bem como a proporção explicada pelas duas variáveis em conjunto e, ainda, o quanto da variação remanescente não foi explicada por qualquer das duas variáveis (Borcard *et al.* 1992; Machado *et al.* 2008). A análise exigiu três matrizes. Na primeira matriz foram incluídas 26 espécies, com frequência absoluta maior ou igual a 10%. A matriz ambiental foi composta pelos dados químicos e texturais dos solos, com o total de 26 variáveis que foram submetidas a padronização pela média e desvio padrão, para permitir comparações entre variáveis desuniformes em suas unidades (ter Braak & Smilauer 1998; Felfili *et al.* 2007). A última matriz foi elaborada com os dados das coordenadas binárias das linhas e suas derivações (x^2 , x^3 , y^2 , y^3 , $x*y$, x^2*y e $x*y^2$).

Foram elaboradas quatro CCAs, onde a primeira (CCA₁) relacionou a matriz de espécies com as variáveis ambientais. Nesta CCA foram eliminadas as variáveis que causaram multicolinearidade entre os dados e, por isso, apresentaram alta redundância (fator de inflação da variância > 20) como recomendado por ter Braak & Smilauer (1998), além de variáveis com baixas correlações com os eixos 1 e 2. Assim, permaneceram nas análises elementos como Cu e Fe, saturação de alumínio, Silte, Zn, saturação de bases e areia. Os gráficos de ordenação das variáveis ambientais previamente selecionadas, com as linhas de amostragem e espécies, foram construídos no programa CANODRAW versão 3.0 (Smilauer 1992). A CCA₂ relacionou a matriz de espécies com as variáveis espaciais, entre as quais o x , x^2*y e y^3 foram selecionados a partir da CCA₁. A CCA₃ relacionou as variáveis ambientais e co-variáveis espaciais e na CCA₄ as variáveis espaciais foram relacionadas às co-variáveis ambientais.

A variação na composição e estrutura das espécies nos grupos formados pelas linhas reunidas pelas características edáficas na CCA₁ foram testadas pelo procedimento de permutação com múltiplas respostas (MRPP), por meio do Programa PCORD versão 4.2 (McCune & Mefford 1999), utilizando a distância de índice de Bray-Curtis como medida de dissimilaridade para a abundância de espécies. MRPP tem a vantagem de não exigir

pressupostos (como normalidade multivariada e homogeneidade de variâncias) necessários as análises discriminantes (McCune & Mefford 1999; Biondini *et al.* 1988).

Resultados

Caracterização edáfica – Em 76,47% dos transectos a textura foi arenosa, seguida de areia franca (17,64%) e franco arenosa (5,88%). Os teores de argila e silte somados variaram de 10 a 12%, exceto na L12 na qual a soma dessas partículas foi de 18% (Tab. 1). As variáveis químicas caracterizaram os solos dos campos limpos estudados como fortemente ácidos e com elevados teores de alumínio. Cerca de 29% das linhas amostradas apresentaram solos álicos (saturação por alumínio acima de 50%), enquanto, para saturação de bases, todas as linhas foram distróficas (abaixo de 50%). Quanto aos valores registrados para a capacidade de troca catiônica (CTC), aliados aos das variáveis anteriores, os solos foram caracterizados por apresentarem baixa fertilidade (Tab. 1).

Os maiores coeficientes de variação entre as linhas foram registrados para Fe, Zn, MO, Al, Cu e Mn, todos maiores que 40%. Ao passo que, as variáveis com menores modificações entre as linhas foram pH, Ca, Mg, H+Al/CTC e areia.

Caracterização da vegetação - Foram registrados na amostra total 71 táxons, relacionados a 46 gêneros e 25 famílias na amostra total (Tab. 2). Desses, 67 foram determinados até o nível de espécie e quatro ao nível de gênero, dos quais um trata-se, possivelmente, de uma nova espécie para a ciência, *Mesosetum* sp. nov. (Tab. 2). O número de espécies por área variou entre 24 e 35 (Tab. 2). Quando considerados os primeiros 20 m de amostragem a área quatro apresentou o maior potencial de riqueza, seguida da área três com 30 m amostrados (Fig. 2). Os estimadores de *jackknife* de 1ª e 2ª ordens indicaram que a área cinco esteve mais próxima de atingir o seu potencial de riqueza (27,8 e 28,8, respectivamente), seguida das áreas dois (40,5 e 46,9), seis (33,7 e 38,2), um (41,9 e 48,6), três (40,8 e 46,9) e quatro (40,5 e 46,9).

A diversidade de Shannon & Wiener variou de acordo com diferenças de riqueza em espécies entre as áreas analisadas separadamente (Tab. 2). A área um apresentou diferenças significativas na diversidade em relação às demais áreas (área 2: $t = 3,92$, $p < 0,01$; área 3: $t = 2,07$, $p < 0,05$; área 4: $t = 2,72$, $p < 0,05$; área 5: $t = 3,28$, $p < 0,01$; área 6: $t = 2,97$, $p < 0,01$). O valor de H' na área dois também foi significativamente menor do que na área três ($t = -2,80$, $p < 0,01$), enquanto que esta foi significativamente maior do que a cinco ($t = -2,80$, $p < 0,05$). As demais comparações entre as áreas não diferiram significativamente.

As similaridades pelo índice de Chao-Sørensen variaram de 0,70 a 0,87 entre as áreas que não permaneceram com lençol freático superficial durante a amostragem (áreas um, dois,

quatro e cinco) e entre as áreas três e seis que permaneciam com maior umidade superficial. As menores similaridades foram registradas entre as áreas seis e dois (Chao-Sørensen = 0,11), seis e cinco (Chao-Sørensen = 0,15), seis e quatro (Chao-Sørensen = 0,17) e três e quatro (Chao-Sørensen = 0,22). Em geral, as similaridades entre as linhas da mesma área foram maiores do que entre áreas diferentes pela dependência espacial dos dados (Tab. 3). A NMDS refletiu as diferenças de similaridades entre as áreas (Fig. 3).

Houve modificações entre as espécies com maiores coberturas relativas entre as áreas, *Trachypogon spicatus* (L.) Kuntze destacou-se nas áreas um, dois, quatro e cinco, enquanto nas áreas três e seis destacaram-se *Rhynchospora barbata* (Vahl) Kunth e *Rhynchanthera grandiflora* (Aubl.) DC., respectivamente (Tab. 2).

Correlações entre as espécies, variáveis ambientais e espaciais - A distância espacial entre as linhas foi responsável por apenas 16,8% da variação nas espécies. Sete variáveis ambientais relacionadas na CCA₁ (Cu, Fe, saturação de alumínio, silte, Zn, saturação de bases e areia) foram responsáveis por 37,9% da variação explicada, enquanto a combinação de distância e variáveis ambientais explicou 24,3%. Restaram 21% da variação, que permaneceu não explicada, ou seja; explicada de forma estocástica ou por variáveis não mensuradas neste trabalho.

Todas as CCAs apresentaram gradientes curtos, mas os autovalores foram significativos para o primeiro eixo nas duas primeiras (> 0,3). As correlações de Pearson entre as espécies e as variáveis testadas nas quatro CCAs foram elevadas, enquanto os testes de Monte Carlo indicaram diferenças significativas entre as correlações geradas pelo acaso e a real nas duas primeiras CCAs para o primeiro e segundo eixos canônicos. Na CCA₁, a partir daqui indicada para representar a análise, as variáveis mais correlacionadas com os dois primeiros eixos canônicos foram a saturação de alumínio com o segundo eixo, e zinco e silte com o primeiro, todas com correlação positiva. Na CCA₂ as variáveis espaciais x e x^2*y apresentaram correlações positivas com o segundo e primeiro eixos, respectivamente (Tab. 4).

O diagrama de ordenação da CCA₁ (Fig. 4a) separou três grupos, de acordo com suas variações edáficas. O primeiro formado pelas linhas L1, L3, L4, L5, L13 e L14, que embora posicionadas em quadrantes diferentes, foram correlacionadas a valores elevados de saturação de bases e solos mais drenados. O segundo formado pelas linhas L6, L7, L8, L12 e L15 que apresentaram maiores teores de zinco, silte e saturação de alumínio. O terceiro, correlacionado com Fe e Cu que reuniu as linhas das áreas três e seis (L9, L10, L11, L16 e L17) e a L2. Os grupos propostos pela CCA₁ apresentaram diferenças significativas na MRPP ($A = 0,19, p < 0,01$).

No primeiro grupo, o conjunto de espécies mais frequentes em solos com o aumento da fertilidade, como por exemplo, *Pterolepis polygonoides* (DC.) Triana e *Syngonanthus* sp., e outro conjunto, como *Xyris paraensis* Poeppig ex Kunth e *Drosera sessilifolia* A. St.-Hil mais frequentes em solos mais arenosos. Nas linhas menos férteis, as espécies mais relacionadas ao segundo grupo foram *Acisanthera bivalvis* (Aubl.) Cogn, *Elephantopus hirtiflorus* DC., *T. spicatus*, *Scleria leptostachya* Kunth e *Croton pedicellatus* Kunth. Por sua vez, *Paepalanthus minutulus* Mart., *Chamaecrista desvauxii* var. *chapadicola* H.S.Irwin & Barneby estiveram mais relacionadas com os teores de Fe e Cu no último grupo (Fig. 4b).

Discussão

A elevada acidez registrada nas áreas de campo limpo do ParnaSC é comum a outras fisionomias do Parque (Oliveira 2004; Lindoso 2008; Moura 2010). No geral, os solos nos campos limpos foram semelhantes aos padrões do Cerrado já tratados na literatura, como baixos valores de pH, cálcio, magnésio, fósforo e altos teores de alumínio e ferro (Por exemplo, Furley & Ratter 1988), mas apresentaram menor fertilidade quando comparados com áreas de campos do Brasil Central (Amorim & Batalha 2007; Munhoz *et al.* 2008). Isto pode estar associado ao material de origem dos solos do Piauí, formados por rochas da Bacia Sedimentar do Parnaíba ou da Província Sedimentar do Meio-Norte, enquanto que os solos do Planalto Central são mais antigos, formados por rochas do Pré-Cambriano até o presente, com rochas magmáticas, metamórficas e sedimentares (Ab'Saber 2003; Barros & Castro 2006).

As diferenças nos teores de alguns elementos entre as seis áreas, como a saturação de alumínio e de bases, além daqueles que apresentaram maior coeficiente de variação para as 17 linhas conjuntamente, evidenciou a heterogeneidade edáfica entre alguns campos no Parque. As áreas três e quatro, que apresentaram maiores teores de ferro e alumínio, respectivamente, são aquelas onde foram registrados os maiores potenciais de riqueza em espécies. Correlação direta entre a limitação de diversos nutrientes e o aumento na riqueza em espécies também foi registrada em campos temperados (Janssens *et al.* 1998). Amorim & Batalha (2008) sugerem que o excesso de alumínio limita o fornecimento de nutrientes, ocorrendo uma correlação positiva com o aumento do número de espécies no Parque Nacional das Emas.

A variação no número de espécies entre as linhas não se deu em função da variação da umidade superficial entre as mesmas, observada no momento da amostragem nas áreas, o que é padrão comum para outras áreas campestres, onde o aumento da umidade determinou diminuição da riqueza (Goldsmith 1974; Guimarães *et al.* 2002; Munhoz & Felfili 2008). Por outro lado, houve baixa similaridade entre as linhas nas áreas mais secas e mais úmidas, o que

evidenciou modificações na composição das espécies e na estrutura da vegetação, apesar do intervalo de confiança significativo para poucas comparações. Possivelmente, as diferenças na duração de alagamento entre as áreas podem ter funcionado como filtro que selecionou espécies capazes de suportar tal condição, conforme sugeriu Chase (2003).

Os seis campos estudados apresentaram poucas espécies com elevadas coberturas relativas. No geral, a dominância ecológica de algumas espécies é influenciada por condições ambientais extremas, como a baixa disponibilidade de nutrientes no solo e estresse hídrico causado pelo excesso ou falta de água (por exemplo, Ashton 1990). Para o estrato arbóreo do cerrado *sensu stricto*, parte do sucesso para a dominância de algumas espécies se deve a mecanismos adaptativos, como capacidade de acúmulo de alumínio e diminuição de exigências nutricionais (Franco 2005; Haridasan 2008). Para o estrato herbáceo a exigência é extremamente baixa, aspecto este que é importante na manutenção de processos que garantam a resiliência em ambientes savânicos (Villela & Haridasan 1994; Haridasan 2008).

As famílias do presente estudo que se destacaram no número de espécies foram, em geral, bem representadas em trabalhos que investigaram o estrato herbáceo. Cyperaceae apresentou o maior número de espécies, com destaque para o gênero *Rhynchospora*. Essa família, em conjunto com Xyridaceae e Eriocaulaceae, ocorre com frequência em áreas de campos limpos úmidos e veredas (Guimarães *et al.* 2002; Munhoz & Felfili 2006b, 2007). O registro proporcionalmente elevado de espécies de Fabaceae, família pouco frequente em campos úmidos talvez devido aos teores mais elevados de fósforo (Amorim & Batalha 2007), pode estar relacionado à baixa fertilidade da área de estudo.

No campo úmido, a matéria orgânica figura entre as propriedades correlacionadas com a determinação da estrutura da vegetação (Amorim & Batalha 2007; Munhoz *et al.* 2008), possivelmente pela condição de alagamento dessas áreas ditarem modificações no solo, interferindo nos processos de decomposição (Gopal & Masing 1990), aumentando a quantidade de matéria orgânica no solo (Crawley 1997). Ross (1989) mostrou que a menor solubilidade de CO₂ em solos úmidos resulta na formação de compostos ácidos que reduzem o pH, neste processo a temperatura também cai e a atividade de microorganismos é reduzida. Assim, espera-se acumulação de matéria orgânica (Ross 1989). No entanto, esta não foi uma variável selecionada na análise de ordenação das áreas de campo limpo úmido no ParnaSC. A localização do Parque em zona de ecótono, também conhecida como área de tensão ecológica (Rivas 1996), bem como sua posição limítrofe no bioma Cerrado são determinantes do ambiente. Segundo Castro & Martins (1999), os cerrados do Nordeste são delimitados pelo Polígono das Secas, com condições climáticas diferentes das encontradas no Planalto Central.

Assim, os campos limpos úmidos estudados não estão sujeitos a alagamento prolongado, com poucas áreas passando por período de alagamento mais prolongado, limitado principalmente aos meses de maior pluviosidade na região.

As áreas três e seis, mais similares, apresentaram ainda lençol freático superficial em julho, período que marca o início da estação seca. As espécies com maiores coberturas nessas áreas não coincidiram com aquelas presentes nas demais áreas mais secas amostradas e, portanto, foram caracterizados dois subtipos de comunidades de campo úmido no Parque com base no período de alagamento, com separação evidente na análise NMDS. Segundo Critchey *et al.* (2002), a quantidade de alagamento e a duração do período de inundação são fatores importantes para diferenciar comunidades de campos úmidos.

A alta correlação entre espécies e ambiente mostrou associação entre a vegetação e as características edáficas. Dois gradientes foram selecionados na análise CCA: um de textura e o outro de fertilidade dos solos, que separaram as linhas amostradas em três grupos em consequência da frequência das espécies mais comuns. No primeiro grupo, foi possível separar linhas relacionadas aos níveis mais altos de areia e saturação de bases, representada principalmente pelas áreas um e cinco. Outro grupo esteve mais associado aos níveis mais altos de zinco, saturação de alumínio e silte, neste caso reunindo a área dois, além da linha L12 da área quatro. O último grupo reuniu as áreas três e seis, além da linha L2, mais associadas dos níveis mais altos de cobre e ferro. A confirmação dos grupos foi reforçada pelas diferenças significativas indicadas na MRPP. Mesmo com a baixa fertilidade nos solos em todas as áreas, as variações entre elas foram refletidas nas diferenças de composição e estrutura da vegetação de campo limpo no ParnaSC. Por outro lado, a posição das linhas L2, L15 e L12 sugere heterogeneidade edáfica dentro de algumas áreas.

Análises de ordenação, como a realizada neste trabalho, mostram tendências na distribuição da vegetação, mas nem sempre revelam relações diretas com as variáveis testadas. Com a inclusão da variável espacial na análise foi possível mensurar o quanto da variação total dos dados foi explicada pelo espaço. As variáveis selecionadas (x , x^2*y e y^3) corresponderam ao eixo de maior variação das linhas no campo, ou seja, leste-oeste. Parte da variação permaneceu não explicada, mas, de acordo com ter Braak (1988), mesmo valores baixos podem conter informações significativas e importantes na interpretação da distribuição das espécies e na sua relação com o ambiente.

Portanto, com base nos resultados encontrados no presente estudo, pode-se sugerir que existe associação da vegetação com as características edáficas no ParnaSC, os solos das seis áreas, embora com baixa fertilidade e pH ácido, apresentaram diferenças nos teores de alguns

elementos e na textura que ditaram modificações na composição e estrutura das espécies. Tais características, aliadas as diferenças na umidade superficial entre as áreas, formaram dois grupos principais com baixa similaridade entre si. O primeiro reuniu as áreas mais secas e o segundo as mais úmidas, sendo possível distinguir duas subcomunidades de campo limpo úmido no Parna.

A escassez de unidades de conservação na porção norte do Estado do Piauí, aliada a ausência de gramíneas exóticas invasoras nas áreas de campo limpo estudadas no PNSC, reforça a idéia que esses ambientes devem ser preservados e inventariados do ponto de vista da estrutura, dinâmica e relação com as variáveis ambientais, buscando delinear estratégias de conservação da sua diversidade biológica.

Agradecimentos

À Professora Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*) pela valiosa ajuda no início deste trabalho e pelo exemplo de profissional que deixou para todos a sua volta; aos funcionários do ParnaSC, Superintendência Estadual do IBAMA e Instituto Chico Mendes em Teresina/PI; à Jéssica Viana e Rosemary Sousa pela contribuição nos trabalhos de campo; à FAPEPI pela bolsa concedida para a primeira autora; ao PELD site 10; aos especialistas das diversas famílias que contribuíram na identificação do material botânico.

Referências Bibliográficas

- Ab'Saber, A.N. 2003. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo. 160p.
- Al-Mufti, M.M.; Sydes, C.L.; Furness, S.B.; Grime, J.P. & Band, S.R. 1977. A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. *Journal of Ecology* 65: 759-791.
- Alvim, P.T. & Araújo, W.A. 1952. El suelo como factor ecológico en el desarrollo de la vegetación en el centro-oeste del Brasil. *Turrialba* 2: 153-160.
- Amorim, P.K. & Batalha, M.A. 2006. Soil characteristic of a hyperseasonal cerrado compared to a seasonal cerrado and a floodplain grassland: implications for plant community structure. *Brazilian Journal of Biology* 66: 661-670.
- Amorim, P.K. & Batalha, M.A. 2007. Soil-vegetation relationships in hyperseasonal cerrado, seasonal cerrado, and wet grassland in Emas National Park (central Brazil). *Acta oecologica* 32: 319-327.

- Amorim, P.K. & Batalha, M.A. 2008. Soil chemical factors and grassland species density in Emas National Park (central Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 68: 279-285.
- Angiosperm Phylogeny Group (APG III). 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121.
- Araújo, G.M.; Barbosa, A.A.A.; Arantes, A.A. & Amaral, A.F. 2002. Composição florística de veredas do município de Uberlândia. *Revista Brasileira de Botânica* 25: 475-493.
- Arens, K. 1958. O cerrado como vegetação oligotrófica. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Botânica* 15: 59-77.
- Ashton, P.S. 1990. Species richness in tropical forests. *In*: Holm-Nielsen, L.B.; Nielsen, I.C. & Balslev, H. *Tropical forests - botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press, London. Pp. 239-251.
- Barros, J.S. & Castro, A.A.J.F. 2006. Compartimentação geoambiental no complexo de Campo Maior, PI: uma área de tensão ecológica. *Interações* 8: 119-130.
- Biondini, M.E.; Mielke, P.W. & Berry, K.J. 1988. Data dependent permutation techniques for the analysis of ecological data. *Vegetatio* 75: 161-168.
- Borcard, D.; Legendre, P. & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1042-1055.
- Canfield, R. 1941. Application of line interception in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39: 388-394.
- Canfield, R. 1950 (reprinted Sept.). Sampling range by the line interception method. Research Report 4. Southwestern Forest and Range Experiment Station. 28p.
- Castro, A.A.J.F. & Martins, F.R. 1999. Cerrados do Brasil e do Nordeste: caracterização, área de ocupação e considerações sobre a sua fitodiversidade. *Pesquisa Foco* 7: 147-178.
- Catalogue of the New World Grasses (CNWG). Disponível em <<http://mobot.mobot.org/W3T/Search/nwgc.html>>. Acesso em 05 de janeiro de 2011.
- Chao, A.; Chazdon, R.L.; Colwell, R.K. & Shein, T.J. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8: 148-159.
- Chase, J.M., 2003. Community assembly: when should history matter? *Oecologia* 136: 489-498.
- 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: Statistic estimation of species richness and shared species

from samples. Version 8.2. Disponível em <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em 15 de setembro de 2009.

Crawley, M.J. The structure of plant communities. 1997. Plant ecology. 2ed. Blackwell, Oxford.

Critchley, C.N.R.; Chambers, B.J.; Fowbert, J.A.; Sanderson, R.A., Bhogal, A. & Rose, S.C. 2002. Association between lowland grassland plant communities and soil properties. *Biological Conservation* 105: 199-215.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. Manual de Método de Análise de Solo, 2ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro. 212p.

Felfili, J.M.; Carvalho, F.A.; Líbano, A.M.; Venturoli, F. & Pereira, B.A.S. 2007. Análise multivariada em estudos da vegetação. Universidade de Brasília, Brasília. 60p.

Franco, A.C. 2005. Biodiversidade de forma e função: implicações ecofisiológicas das estratégias de utilização de água e luz em plantas lenhosas do cerrado. *In*: Scariot, A.; Felfili, J.M. & Sousa-Silva, J.C. Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. Ministério de Meio Ambiente, Brasília. Pp. 179-196.

Furley, P.A. & Ratter, J.A. 1988. Soil resources and plant communities of the Central Brazilian cerrado and their development. *Journal of Biogeography* 15: 97: 108.

Goodland, R. 1979. Análise ecológica da vegetação do cerrado. *In*: Goodland, R. & Ferri, M.G. Ecologia do cerrado. EDUSP, São Paulo. Pp. 61-174.

Goldsmith, F.B. 1974. Multivariate analyses of tropical grassland communities in Mato Grosso, Brasil. *Journal of Biogeography* 1: 111-122.

Gopal, B. & Masing, V. 1990. Biology and ecology. *In*: Patten, B.C. Wetlands and Shallow Continental Water Bodies. SPB Academic Publishing, The Hague. Pp. 91–239.

Grime, J.P. 1979. Plant Strategies and Vegetation Processes. John Wiley & Sons, Chichester. 186p.

Guimarães, A.J.M.; Araújo, G.M.; Oliveira, A.A. & Corrêa, G.F. 2002. Estrutura fitossociológica de uma área natural e antropizada de uma vereda de Uberlândia, MG. *Acta Botanica Brasilica* 16: 317-329.

Hammer, Ø.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9.

Haridasan, M., 2000, Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 12: 54-64.

Haridasan, M. 2008. Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 20: 183-195.

- Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF). 1979. Plano de Manejo: Parque Nacional de Sete Cidades, M.A/Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN), Brasília. 61p.
- Janssens, F.; Peeters, A.; Tallowin, J.R.B.; Bakker, J.P.; Bekker, R.M.; Fillat, F. & Oomes, M.J.M. 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202: 69-78.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis; a practical Approach*. Belhaven Press, London. 363p.
- Lindoso, G.L. 2008. Cerrado *sensu stricto* sobre Neossolo Quartzarênico: fitogeografia e conservação. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 170p.
- Machado, E.L.M.; Oliveira-Filho, A.T.; van der Berg, E.; Carvalho, W.A.C.; Souza, J.S.; Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom Helm, London. 178p.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. PC-ORD version 4.2, multivariate analysis of ecological data, Users guide. MiM Software Design, Glaneden Beach, Oregon.
- Medina, E. 1996. Biodiversity and nutrient relations in savanna ecosystems: Interaction between primary producers, soil microorganisms, and soils. *In: Solbrig, O.T.; Medina, E. & Silva, J.F. Biodiversity and savanna ecosystem processes*. Elsevier, Berlin. Pp.45-55.
- Montgomery, R.F. & Askew, G.P. 1983. Soils of tropical savannas. *In: Bourlière, F. Ecosystems of the world – tropical savannas*. Elsevier, Berlin. Pp.63-78.
- Moreno, M.I.C.; Schiavini, I. & Haridasan, M. 2007. Fatores edáficos influenciando na estrutura de fitofisionomias do cerrado. *Caminhos da Geografia* 9: 173-194.
- Moura, I.O. 2010. Fitogeografia do cerrado rupestre: relações florísticas-estruturais e ecológicas de espécies lenhosas. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília. 247p.
- Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2006a. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 20: 671-685.
- Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2006b. Floristics of the herbaceous and subshrub layer of a moist grassland in the cerrado biosphere reserve (Alto Paraíso de Goiás), Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 63: 343-354.
- Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2007. Florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um campo limpo úmido em Brasília, Brasil. *Biota Neotropica* 7: 205-215.
- Munhoz, C.B.R.; Felfili, J.M. & Rodrigues, C. 2008. Species-environment relationship in the herb-subshrub layer of a moist Savanna site, Federal District, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68: 25-35.

- Munhoz C.B.R.; Felfili J.M. 2008. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo em campo limpo úmido no Brasil Central. *Acta Botanica Brasilica* 22: 905-913
- Oliveira, M.E.A. 2004. Mapeamento, florística e estrutura da transição campo-floresta na vegetação (cerrado) do Parque Nacional de Sete Cidades, nordeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 151p.
- Oliveira, M.E.A.; Martins, F.R.; Castro, A.A.J.F. & Santos, J.R. 2007. Classes de cobertura vegetal do Parque Nacional de Sete Cidades (transição campo-floresta) utilizando imagens TM/Landsat, NE do Brasil. *In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis. Anais (Proceedings) do XIII SBSR. Vol. 13. Pp. 1775-1783.*
- Quinn, G.P. & Keough, M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists.* Cambridge, University press, New York. 537p.
- Ramos, M.V.V.; Curi, N.; Motta, P.E.F.; Vitorino, A.C.T.; Ferreira, M.M. & Silva, M.L.N. 2006. Veredas do triângulo mineiro: solos, água e uso. *Ciência e Agrotecnologia* 30: 283-293.
- Rivas, M.P. 1996. Macrozoneamento geoambiental da bacia hidrográfica do rio Parnaíba. Rio de Janeiro, IBGE. (Série Estudos e Pesquisas em Geociências, 4).
- Ross, S.M. 1989. *Soil processes. A systematic approach.* Routledge, London.
- Ruggiero, P.G.C.; Batalha, M.A.; Pivello, V.R. & Meirelles, S.T. 2002. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 160: 1-16.
- Smilauer, P. 1992. *CANODRAW: User's guide. Version 3.0.* Microcomputer Power, Ithaca, New York. 118p.
- Tannus, J.L.S. & Assis, M.A. 2004. Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de cerrado, Itirapina – SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 27: 489-506.
- ter Braak, C.J.F. 1988. *CANOCO - A FORTRAN program for canonical community ordination by (Partial) (Detrended) (Canonical) correspondence analysis and redundancy analysis, version 2.1.* Technical report LWA-88-2, TNO, Wageningen, Intitute of Applied Computer Science. 95p.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1998. *CANOCO Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination, version 4.5* Microcomputer Power. Ithaca, New York. 351p.
- Thorntwaite, C.W. & Mather, J.R. 1955. *The water balance.* Publications in Climatology, 8. Drexel Institute of Technology, Centerton, New Jersey.
- Villela, D.M.V.; Haridasan, M. 1994. Response of the ground layer community of a cerrado

vegetation in central Brazil to liming and irrigation. *Plant and Soil* 163:25-31.

Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4ed. Prentice-Hall, New Jersey. 662p.

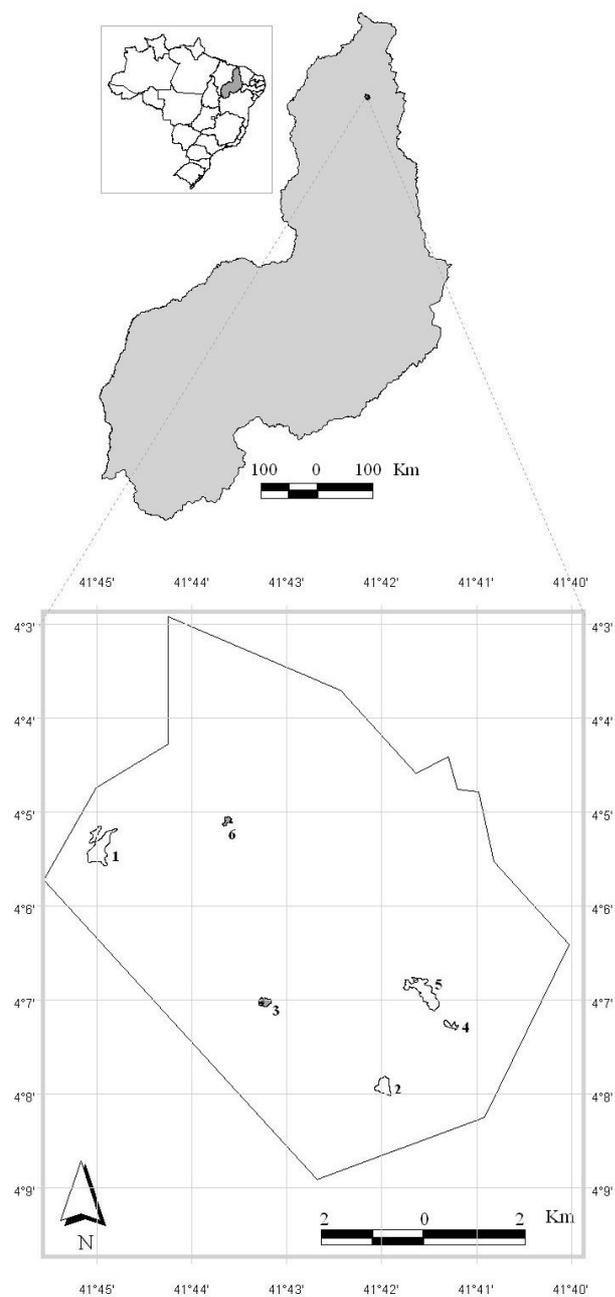


Figura 1. Áreas de campo limpo úmido amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. Área 1 (L1 – L5), Área 2 (L6 – L8), Área 3 (L9 – L11), Área 4 (L12 – L13), Área 5 (L14 – L15), Área 6 (L16 – L17). Os campos 3 e 6 estão destacados em cinza pois apresentam período maior de alagamento.

Figure 1. Sampled areas in moist grassland sites at Sete Cidades National Park, Piauí, Brazil. Site 1 (L1 – L5), Site 2 (L6 – L8), Site 3 (L9 – L11), Site 4 (L12 – L13), Site 5 (L14 – L15), Site 6 (L16 – L17). Sites 3 and 6 are highlighted due to their long flooding period.

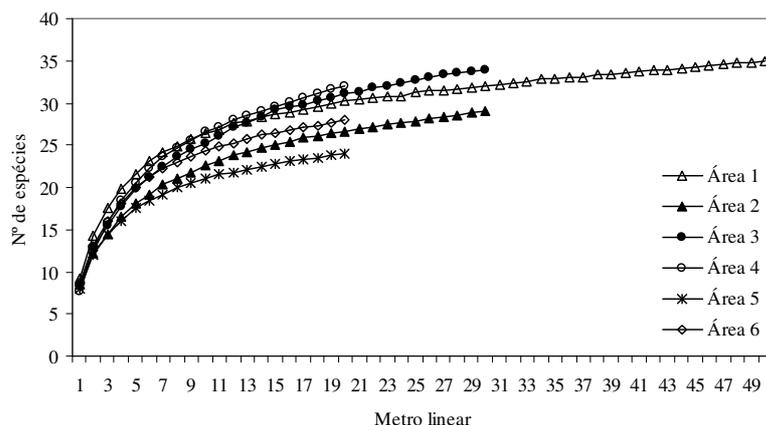


Figura 2. Curvas de progressão espécie x área com o incremento de unidades amostrais (metro linear), para as seis áreas de campo limpo amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí.

Figure 2. Species x area progression curves with the increasing number of sample units (linear meter) for the six moist grassland sites in the Sete Cidades National Park, Piauí, Brazil.

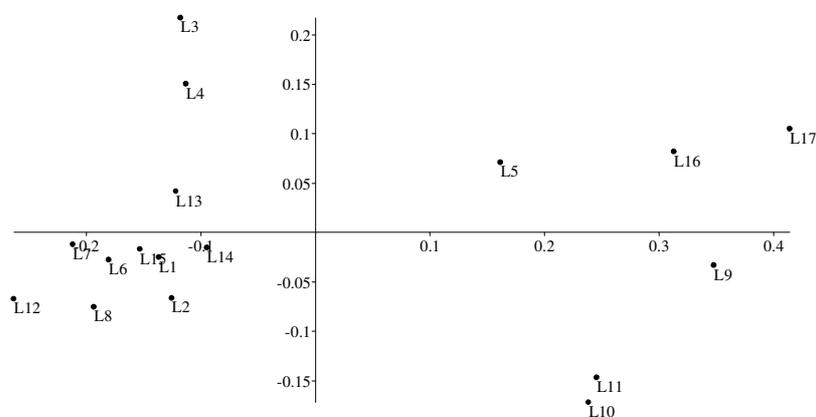


Figura 3. Diagrama de ordenação pelo método de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para as 17 linhas amostradas nas áreas de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, com base na cobertura absoluta das 71 espécies (Stress = 0,11).

Figure 3. Non-metric multi-dimensional scaling (MDS) of the 17 lines sampled in the grassland sites in the Sete Cidades National Park, Piauí, based on the absolute cover of 71 species (Stress = 0,11).

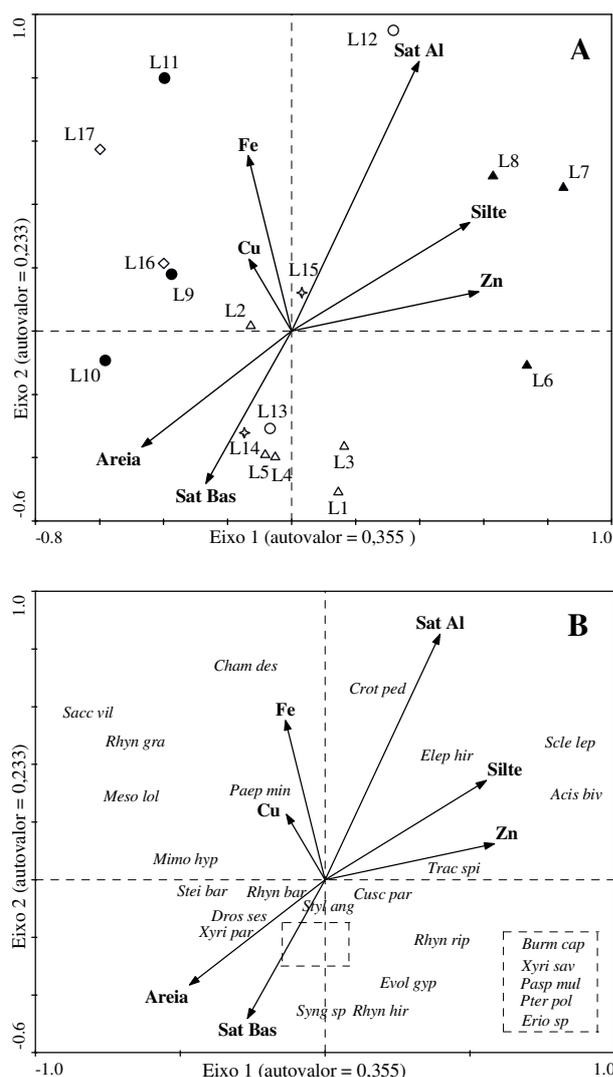


Figura 4. Análise de correspondência canônica (CCA₁). A. Diagrama de ordenação para as 17 linhas e variáveis ambientais nos dois primeiros eixos, com base nos dados de frequência absoluta para 26 espécies ($\geq 10\%$). B. Diagrama de ordenação das espécies e das variáveis ambientais nos dois primeiros eixos. As espécies estão identificadas pelas primeiras letras do binômio, ver Tabela 2.

Figure 4. Canonical correspondence analysis (CCA₁). A- Ordination diagrams for 17 lines and environmental variables in first two axes, based on absolute frequency data of 26 species ($\geq 10\%$). B- Ordination diagrams for species and environmental characteristics in first two axes. Species were identified by the first two letters (see table 2).

Tabela 1. Variáveis químicas e físicas de 17 amostras do solo coletadas nas linhas de amostragem, nos campos limpos do Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. ^a(cmolc.dm⁻³); ^b(mg.dm⁻³); ^c(%); ^d(g/kg); ^e(CaCl₂)

Table 1. Chemical and physical characteristics of soil of moist grassland sites in the Sete Cidades National Park, Piauí, Brazil. ^a(cmolc.dm⁻³); ^b(mg.dm⁻³); ^c(%); ^d(g/kg); ^e(CaCl₂)

Variáveis	Linhas																	μ	s	CV ^c
	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11	L12	L13	L14	L15	L16	L17			
Ca+MG ^a	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,3	0,4	0,3	0,3	0,32	0,04	12,37
Ca ^a	0,25	0,2	0,22	0,2	0,21	0,2	0,2	0,21	0,21	0,2	0,21	0,25	0,22	0,2	0,23	0,21	0,22	0,21	0,02	7,58
Mg ^a	0,12	0,11	0,12	0,1	0,12	0,11	0,1	0,1	0,11	0,1	0,11	0,12	0,11	0,1	0,12	0,11	0,12	0,11	0,01	7,48
Al ^a	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5	0,5	0,2	0,2	0,4	1	0,2	0,2	0,4	0,3	0,4	0,34	0,20	58,67
H+Al ^a	2	2,1	1,9	1,8	2	2	2,3	2	1,5	1,9	2	4,5	1,5	1,6	2,1	2	1,8	2,06	0,66	32,27
K ^a	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,06	0,04	0,04	0,04	0,05	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,01	24,78
P ^b	1,8	1,5	1,2	1,2	1,8	1,2	1,5	1,8	1,8	1,2	0,5	0,8	1,2	0,8	0,5	0,8	0,8	1,20	0,45	37,50
MO ^c	0,4	0,4	0,2	0,2	0,3	0,2	0,4	0,3	0,2	0,3	0,2	1,3	0,4	0,3	0,6	0,4	0,3	0,38	0,26	69,35
Na ^b	2	1,8	2	1,6	2	2,2	1,8	2	2,2	2,1	1,8	2	1,7	2	1,9	2	1,8	1,94	1,17	8,58
Zn ^b	4,5	3,2	1,6	1	1,1	3,1	4,2	4,8	3	2,5	1,3	3,7	0,8	0,5	0,5	0,7	0,4	2,17	1,54	70,88
Cu ^b	0,4	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,21	0,11	52,48
Fe ^b	56,2	44,1	29,7	20,3	40,6	96,5	255,6	328,8	570	365	455	80,6	67,7	21,3	40,2	105,9	65,5	155,47	172,06	110,67
Mn ^b	0,8	0,7	0,6	0,4	0,3	0,5	0,5	1,4	0,6	0,9	0,5	0,5	0,4	0,3	0,4	0,6	0,6	0,59	0,26	44,93
CTC	2,44	2,44	2,24	2,14	2,34	2,34	2,65	2,37	1,85	2,25	2,35	4,96	1,84	1,94	2,54	2,34	2,12	2,42	0,69	28,60
Sat Bas ^c	17,98	13,84	15,12	15,74	14,47	14,51	13,12	15,56	18,89	15,52	14,8	9,25	18,33	17,46	17,25	14,47	15,78	15,42	2,29	14,84
Sat Al ^c	41,1	47,62	37,74	37,74	37,74	47,62	59,52	58,14	37,04	37,04	54,05	68,97	37,74	37,74	48,19	47,62	54,79	46,49	9,79	21,06
Ca/Mg	2,08	1,82	1,83	2	1,75	1,82	2	2,1	1,91	2	1,91	2,08	2	2	1,92	1,91	1,83	1,94	0,10	5,39
Ca/K	8,33	6,67	7,33	6,67	7	6,67	5	3,5	5,25	5	5,25	5	7,33	6,67	7,67	7	7,33	6,33	1,27	20,05
Mg/K	4	3,67	4	3,33	4	3,67	2,5	1,67	2,75	2,5	2,75	2,4	3,67	3,33	4	3,67	4	3,29	0,72	21,96
Ca/CTC ^c	10,25	8,2	9,82	9,35	8,97	8,55	7,55	8,86	11,34	8,89	8,94	5,04	11,96	10,31	9,06	8,97	10,28	9,20	1,54	16,75
K/CTC ^c	1,23	1,23	1,34	1,4	1,28	1,28	1,51	2,53	2,16	1,78	1,7	1,01	1,63	1,55	1,18	1,28	1,4	1,50	0,38	25,36
H+Al/CTC ^c	81,97	86,07	84,82	84,11	85,47	85,47	86,79	84,39	81,08	84,44	85,11	90,73	81,52	82,47	82,68	85,47	84,11	84,51	2,30	2,72
Argila ^d	70	70	80	70	70	80	70	80	70	70	70	130	70	70	70	70	70	75,29	14,63	19,43
Silte ^d	30	40	40	30	30	40	40	40	40	30	30	50	30	30	30	30	30	34,71	6,24	17,99
Areia ^d	900	890	880	900	900	880	890	880	890	900	900	820	900	900	900	900	900	890	19,69	2,21
pH ^e	4,2	4,1	4,1	4,2	4	4,1	3,9	4,1	4,1	4	3,8	4	4	4,1	4	3,9	3,9	4,04	0,11	2,74

Tabela 2. Cobertura relativa e frequência relativa (negrito) para as espécies de 17 linhas de amostragem do estrato herbáceo-subarbustivo de campos limpos do Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí.

Table 2. Relative cover and Relative frequency (bold) of the species in 17 sampling lines of the herbaceous-subshrub layer of the moist grassland sites in the Sete Cidades National Park, Piauí, Brazil.

Família/espécie	C. limpo 1 (L1-L5)					C. limpo 2 (L6-L8)			C. limpo 3 (L9-L11)			C. limpo 4 (L12-L13)		C. limpo 5 (L14-L15)		C. limpo 6 (L16-L17)	
	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11	L12	L13	L14	L15	L16	L17
ASTERACEAE																	
<i>Aspilia attenuata</i> (Gardn.) Baker	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,00	-	-	-	-	-	-
											2,38						
<i>Elephantopus hirtiflorus</i> DC.	0,22	4,31	0,27	-	0,26	1,37	7,32	5,90	2,04	-	0,93	0,84	-	0,27	-	0,87	2,87
	0,93	5,88	2,00		1,30	6,41	10,71	10,75	2,15		1,19	4,00		1,05		0,92	7,81
BURMANNIACEAE																	
<i>Burmannia capitata</i> (Walter ex J.F. Gmel.) Mart.	0,50	0,12	-	-	-	-	-	0,14	0,19	0,09	-	-	0,17	0,72	0,07	-	0,17
	4,63	0,98						1,08	3,23	1,41			0,97	4,21	1,56		1,56
CONVOLVULACEAE																	
<i>Cuscuta partita</i> Choisy	15,72	2,81	2,52	0,44	7,97	1,69	1,42	2,31	1,15	0,99	0,33	-	0,92	1,00	0,59	1,46	0,23
	9,26	9,80	9,00	4,00	12,99	10,26	8,33	10,75	8,60	7,04	4,76		6,80	6,32	6,25	6,42	6,25
<i>Evolvulus gypsophiloides</i> Moric.	2,24	0,31	3,06	10,98	-	1,37	7,40	-	-	-	-	-	2,77	2,53	0,59	-	-
	6,48	0,98	5,00	6,67		7,69	4,76						2,91	6,32	3,13		
<i>Jacquemontia montana</i> (Moric.) Meins	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,33	-	-
															3,13		
CYPERACEAE																	
<i>Bulbostylis conifera</i> (Kunth) CB. Clarke	-	-	-	-	6,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
					9,09												
<i>Eleocharis barrosii</i> Svenson	-	-	-	-	-	-	-	-	2,61	-	-	-	-	-	-	-	-
									6,45								
<i>Rhynchospora barbata</i> (Vahl) Kunth	8,29	12,24	0,81	8,95	9,02	7,26	-	2,31	1,78	40,90	47,44	-	3,44	10,59	4,57	2,11	0,73
	7,41	8,82	4,00	10,67	10,39	11,54		2,15	4,30	14,08	10,71		2,91	9,47	6,25	4,59	3,13
<i>Rhynchospora filiformis</i> Vahl	-	-	-	-	-	-	-	0,95	-	-	-	-	-	-	-	-	-
								5,38									
<i>Rhynchospora hirsuta</i> (Vahl) Vahl	4,69	1,12	1,98	-	-	-	1,57	-	-	-	-	-	6,55	-	-	-	-
	7,41	2,94	4,00				2,38						5,83				

Família/espécie	C. limpo 1 (L1-L5)					C. limpo 2 (L6-L8)			C. limpo 3 (L9-L11)			C. limpo 4 (L12-L13)		C. limpo 5 (L14-L15)		C. limpo 6 (L16-L17)	
	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11	L12	L13	L14	L15	L16	L17
<i>Rhynchospora riparia</i> (Nees) Boeck	0,65	0,69	12,77	7,97	19,74	6,21	7,92	2,37	-	-	-	-	13,01	1,81	3,90	-	-
	1,85	2,94	8,00	12,00	12,99	12,82	8,33	4,30					8,74	3,16	4,69		
<i>Rhynchospora rugosa</i> (Vahl) Gale	-	-	-	-	-	-	-	-	6,11	-	-	-	-	-	-	2,26	0,34
									5,38							3,67	3,13
<i>Scleria leptostachya</i> Kunth	-	0,06	-	-	-	4,92	2,84	18,18	-	-	0,60	-	-	-	-	-	-
		0,98				12,82	10,71	10,75			3,57						
<i>Scleria reticularis</i> Michx. ex Willd.	-	-	-	-	-	-	-	0,27	-	-	-	28,52	0,25	-	-	-	-
								1,08				20,0	0,97				
DROSERACEAE																	
<i>Drosera sessilifolia</i> A. St.-Hil.	1,73	0,56	0,45	0,09	-	-	-	-	0,38	3,68	0,77	-	0,92	0,36	-	-	-
	8,33	6,86	4,00	1,33					2,15	14,08	5,95		4,85	4,21			
ERIOCAULACEAE																	
<i>Paepalanthus manicatus</i> V.A.Pouls ex Malme.	-	-	-	-	-	0,08	0,60	-	0,89	-	-	-	0,92	-	-	1,24	0,34
						1,28	5,95		5,38				3,88			5,50	4,69
<i>Syngonanthus</i> cf. <i>gracilis</i> (Bong.) Ruhland	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87	-
																1,83	
<i>Syngonanthus</i> cf. <i>nitens</i> (Bong.) Ruhland	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,93	-	-	1,31	-
													7,77			3,67	
<i>Syngonanthus</i> sp.	1,23	3,69	0,45	0,18	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	1,27	-	0,29	-
	6,48	5,88	4,00	2,67	1,30									5,26		0,92	
EUPHORBIACEAE																	
<i>Croton pedicellatus</i> Kunth.	0,07	0,19	-	-	-	0,08	2,54	2,58	-	-	3,90	2,31	-	0,18	-	0,29	-
	0,93	2,94				1,28	1,19	6,45			4,76	12,0		1,05		0,92	
FABACEAE																	
<i>Aeschynomene americana</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,22	0,49	-	-	-	0,29	-
											1,19	2,00				0,92	
<i>Chamaecrista desvauxii</i> var. <i>chapadicola</i> H.S.Irwin & Barneby	-	0,37	0,09	0,18	-	-	-	-	-	0,09	5,06	7,15	-	-	0,44	0,15	1,41
		0,98	1,00	1,33						1,41	8,33	8,00			3,13	0,92	4,69
<i>Chamaecrista diphylla</i> (L.) Greene	-	-	-	-	-	-	-	-	5,54	0,18	0,49	-	-	-	-	0,36	-
									7,53	2,82	2,38					0,92	

Família/espécie	C. limpo 1 (L1-L5)					C. limpo 2 (L6-L8)			C. limpo 3 (L9-L11)			C. limpo 4 (L12-L13)		C. limpo 5 (L14-L15)		C. limpo 6 (L16-L17)	
	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11	L12	L13	L14	L15	L16	L17
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene var. <i>flexuosa</i>	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,26	5,21	0,18	1,62	3,86	1,74
<i>Chamaecrista linearis</i> H.S.Irwin & Barneby) Fernandes & Nunes var. <i>modesta</i>	-		-	-	-	-	0,75 2,38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mimosa hypoglauca</i> Mart.	0,43 0,93	1,31 2,94	1,17 4,00	2,13 5,33	1,31 5,19	-	-	0,61 1,08	18,91 8,60	3,23 8,45	2,09 4,76		1,09 1,94	-	0,81 4,69	5,69 7,34	-
<i>Mimosa somnians</i> Humb. & Bonpl. ex Willd	-	-	-	-	-	-	-	1,22 3,23	-	-	0,38 2,38	1,54 2,00	-	-	-	-	-
<i>Stylosanthes angustifolia</i> Vogel	2,09 7,41	0,12 1,96	0,81 4,00	0,53 4,00	4,97 10,39	0,32 5,13	0,07 1,19	0,20 2,15	0,32 2,15	18,92 14,08	3,63 9,52	-	2,52 5,83	3,71 8,42	0,96 4,69	1,24 6,42	-
GENTIANACEAE																	
<i>Curtia tenella</i> (Mart.) Cham	0,07 0,93	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63 6,32	0,15 1,56	-	-
<i>Curtia tenuifolia</i> (Aubl.) Knobl.	0,29 2,78	-	0,81 4,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
KRAMERIACEAE																	
<i>Krameria grandiflora</i> A.St.-Hil.	-	-	-	-	0,13 1,30	-	-	-	-	-	-	0,91 8,00	-	-	0,07 1,56	-	-
LAMIACEAE																	
<i>Eriope</i> sp.	1,37 3,70	-	0,09 1,00	-	5,23 6,49	-	-	-	-	-	-	0,21 2,00	4,87 3,88	1,99 2,11	5,82 14,06	-	-
<i>Hyptis atrorubens</i> Poit.	-	-	-	-	-	-	0,52 3,57	0,20 2,15	-	-	2,09 3,57	0,21 2,00	-	-	-	0,22 0,92	1,18 4,69
<i>Hyptis crenata</i> Pohl & Benth.	-	-	-	-	-	0,08 1,28	0,90 3,57	2,71 2,15	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LENTIBULARIACEAE																	
<i>Utricularia simulans</i> Pilg.	-	-	-	-	-	-	-	-	0,19 1,08	0,09 1,41	-	-	-	-	-	-	-
<i>Utricularia subulata</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	3,31 8,60	0,18 2,82	-	0,07 2,00	-	-	-	-	-

Família/espécie	C. limpo 1 (L1-L5)					C. limpo 2 (L6-L8)			C. limpo 3 (L9-L11)			C. limpo 4 (L12-L13)		C. limpo 5 (L14-L15)		C. limpo 6 (L16-L17)	
	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11	L12	L13	L14	L15	L16	L17
LYTHRACEAE	-	-	-	-	3,92	-	-	-	-	-	0,16	-	-	-	-	-	-
<i>Cuphea laricoides</i> Koehne					1,30						1,19						
MALVACEAE																	
<i>Sida linifolia</i> Cav.	-	-	-	-	-	-	0,22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
							3,57										
<i>Sida viarum</i> A. St.-Hil.	-	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		0,98															
MELASTOMATACEAE																	
<i>Acisanthera bivalvis</i> (Aubl.) Cogn.	-	-	-	-	-	0,73	0,75	2,71	-	-	-	-	0,08	-	-	-	-
						7,69	8,33	7,53					0,97				
<i>Acisanthera fluitans</i> Cogn.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,10	-	-	-	0,51
													3,88				4,69
<i>Pterolepis polygonoides</i> (DC.) Triana	2,24	1,12	0,72		0,39	-	-	-	-	-	-	0,91	4,37	9,59	2,21	-	-
	6,48	6,86	6,00		1,30							6,00	9,71	10,53	10,94		
<i>Rhynchanthera grandiflora</i> (Aubl.) DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	34,12	-	4,95	-	-	-	-	11,66	50,37
									10,75		5,95					7,34	15,63
OCHNACEAE																	
<i>Sauvagesia erecta</i> L.	-	-	-	-	-	1,77	0,60	0,41	-	-	-	0,56	-	-	-	-	-
						6,41	3,57	4,30				8,00					
ORCHIDACEAE																	
<i>Habenaria spathulifera</i> Cogn.	-	-	-	-	-	-		0,14	-	-	0,38	-	-	-	-	-	-
								1,08			1,19						
OXALIDACEAE																	
<i>Oxalis divaricata</i> Mart. ex Zucc.	-	-	-	-	-	-	0,15	0,07	-	-	0,05	-	-	-	0,22	-	-
							2,38	1,08			1,19				1,56		
PASSIFLORACEAE																	
<i>Piriqueta plicata</i> Urb.	-	-	-	-	-	0,08	0,90	0,27	-	-	-	-	-	-	-	-	-
						1,28	4,76	1,08									
<i>Turnera caerulea</i> DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,24	-
																5,50	

Família/espécie	C. limpo 1 (L1-L5)					C. limpo 2 (L6-L8)			C. limpo 3 (L9-L11)			C. limpo 4 (L12-L13)		C. limpo 5 (L14-L15)		C. limpo 6 (L16-L17)		
	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11	L12	L13	L14	L15	L16	L17	
RUBIACEAE																		
<i>Borreria densiflora</i> DC.	-	-	-	0,09 1,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Borreria scabiosoides</i> Cham. & Schlttdl.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07 0,92	0,45 3,13	
<i>Diodella apiculata</i> (Willd. ex Roen.& Schult.) Delprete	0,58 2,78	0,25 1,96	0,18 1,00	-	0,13 1,30	-	-	-	-	-	0,16 2,38	-	-	-	-	-	-	
<i>Limnosipanea schomburgkii</i> Hook. f.	-	-	-	-	-	-	0,15 1,19	-	0,25 3,23	-	0,16 2,38	-	-	-	-	1,17 6,42	0,11 3,13	
XYRIDACEAE																		
<i>Xyris guianensis</i> Steudel	-	-	-	-	-	-	0,07 1,19	6,99 7,53	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Xyris jupicai</i> Rich	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,14 2,00	-	-	-	0,44 3,67	0,56 3,13	
<i>Xyris paraensis</i> Poeppig ex Kunth	0,07 0,93	-	0,36 2,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,02 7,77	-	-	8,31 6,42	-	
<i>Xyris savanensis</i> Miq.	0,36 3,70	2,25 6,86	2,07 8,00	3,54 13,33	-	-	0,07 1,19	0,34 3,23	-	0,54 5,63	0,33 4,76	-	0,08 0,97	1,63 7,37	-	-	-	
Número de espécies por linha	24	23	24	18	16	15	21	22	19	15	26	15	22	19	19	24	16	
Nº de espécies por área	35			29			34			32		24		28				
H' (nats.cobertura⁻¹) por área	2,5			1,63			2,32			1,98		1,65		1,97				
H' (nats.cobertura⁻¹) todas as linhas	2,84																	

Tabela 3. Índice de Similaridade de Chao-Sørensen \pm IC (negrito) para a flora herbáceo-subarbusciva entre as 17 linhas em campos limpos amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí.

Table 3. Chao-Sørensen similarity index \pm IC (bold) for herbaceous-subshrub flora among 17 sampling lines in the moist grassland in the Sete Cidades National Park, Piauí, Brazil.

	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11	L12	L13	L14	L15	L16	L17
L1	1																
L2	0,98 0,03	1															
L3	0,99 0,01	0,99 0,01	1														
L4	0,68 0,18	0,67 0,18	0,69 0,17	1													
L5	0,39 0,17	0,42 0,16	0,46 0,15	0,69 0,15	1												
L6	0,87 0,16	0,82 0,19	0,81 0,19	0,62 0,20	0,25 0,16	1											
L7	0,87 0,15	0,76 0,22	0,87 0,15	0,58 0,21	0,19 0,15	0,96 0,10	1										
L8	0,73 0,20	0,79 0,18	0,67 0,21	0,48 0,21	0,18 0,11	0,99 0,09	0,94 0,11	1									
L9	0,34 0,18	0,28 0,16	0,21 0,11	0,18 0,10	0,43 0,15	0,08 0,06	0,06 0,06	0,15 0,10	1								
L10	0,48 0,23	0,53 0,21	0,41 0,16	0,27 0,15	0,57 0,17	0,16 0,20	0,03 0,05	0,11 0,08	0,69 0,18	1							
L11	0,22 0,20	0,38 0,20	0,31 0,14	0,25 0,15	0,55 0,16	0,25 0,23	0,15 0,11	0,43 0,17	0,84 0,12	0,91 0,10	1						
L12	0,59 0,29	0,60 0,27	0,45 0,27	0,32 0,23	0,04 0,03	0,67 0,33	0,66 0,29	0,70 0,27	0,02 0,23	0,01 0,01	0,13 0,08	1					
L13	0,95 0,05	0,86 0,11	0,96 0,06	0,64 0,18	0,38 0,16	0,78 0,21	0,78 0,18	0,63 0,23	0,17 0,08	0,20 0,13	0,16 0,11	0,69 0,25	1				
L14	0,97 0,04	0,95 0,05	0,94 0,06	0,65 0,18	0,41 0,16	0,80 0,21	0,77 0,23	0,67 0,24	0,23 0,13	0,44 0,22	0,38 0,19	0,61 0,28	0,91 0,09	1			
L15	0,94 0,08	0,88 0,15	0,92 0,06	0,65 0,17	0,32 0,19	0,85 0,25	0,78 0,26	0,66 0,25	0,16 0,14	0,26 0,23	0,18 0,19	0,72 0,29	0,91 0,10	0,96 0,06	1		
L16	0,31 0,17	0,20 0,10	0,19 0,09	0,14 0,08	0,45 0,17	0,10 0,10	0,09 0,06	0,13 0,08	0,77 0,13	0,65 0,22	0,75 0,14	0,08 0,06	0,24 0,13	0,19 0,10	0,15 0,13	1	
L17	0,07 0,08	0,08 0,07	0,07 0,05	0,04 0,04	0,28 0,17	0,06 0,06	0,06 0,07	0,07 0,05	0,63 0,22	0,38 0,22	0,76 0,20	0,09 0,08	0,06 0,06	0,08 0,07	0,05 0,06	0,85 0,11	1

Tabela 4. Resumo das análises de correspondência canônica das quatro CCAs das 17 Linhas distribuídas nas áreas de campos limpos do Parque Nacional de Sete Cidades e suas correlações internas com os dois primeiros eixos de ordenação.

Table 4. Summary of canonical correspondence analysis of the frequency of 17 sampling lines distributed in a moist grassland site at National Park of Sete Cidades, Piauí, Brazil, and their interactions for the two ordination axis.

CCAs	1: Ambiente		2: Espaço		3: Ambiente – Espaço		4: Espaço – Ambiente	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Eixos								
Autovalores	0,36	0,23	0,36	0,18	0,21	0,14	0,16	0,06
Correlações espécie × ambiente ou espaço	0,95	0,87	0,91	0,91	0,95	0,97	0,84	0,87
Variância percentual cumulativa dos dados das espécies	23,00	39,20	24,00	36,00	23,90	39,70	28,80	39,70
Percentual das Relações espécie × ambiente ou espaço	37,90	62,90	58,40	87,60	37,00	61,50	64,50	88,80
Correlações das variáveis edáficas com os eixos (r):								
Zn	0,55	0,11						
Cu	-0,13	-0,20						
Fe	-0,13	-0,48						
Saturação de Base	-0,25	-0,42						
Saturação de Alumínio	0,38	0,74						
Silte	0,53	0,30						
Areia	-0,44	-0,32						
Correlações das variáveis espaciais com os eixos (r):								
x			0,35	-0,60				
x ² *y			0,72	-0,40				
y ³			-0,4	-0,01				
Teste de permutação de Monte Carlo:								
Primeiro eixo		0,04		1,50		0,11		0,16
Todos os eixos canônicos		0,002		0,62		0,02		0,11
Soma de autovalores		1,50		1,50		0,89		0,57
Soma de autovalores canônicos		0,94		0,62		0,57		0,25

Capítulo 2

Mudanças temporais em comunidades de plantas de campo limpo úmido no nordeste do Brasil²

Resumo

Questão: A variabilidade climática interanual interfere na dinâmica da vegetação de campo limpo úmido do Parque Nacional de Sete Cidades?

Localização: Parque Nacional de Sete Cidades (04°02' - 08' S e 41°40' - 45' W), Estado do Piauí, Nordeste do Brasil.

Métodos: A amostragem do estrato herbáceo-subarbustivo foi realizada em julho de 2007, com a instalação de 17 linhas de 10 m, subdivididas em segmentos de 1 m e distribuídas em seis fragmentos. Novas amostragens foram realizadas em 2009 e 2011. Mudanças na estrutura, florística e grupos funcionais da comunidade foram avaliados pelos índices de riqueza, diversidade e similaridade entre os períodos, além de análises de agrupamento e ordenação dos dados.

Resultados: Houve um incremento na riqueza em espécies em 2009 e 2011 e diferenças significativas na comparação da diversidade entre os anos. A similaridade foi elevada entre os inventários para a amostra total, bem como quando a análise foi realizada para os fragmentos mais secos e mais úmidos do campo limpo úmido encontrados no ParnaSC. A NMDS não formou grupos separando os tempos de amostragem, mas refletiu as diferenças das características dos solos, especialmente os teores de umidade e fertilidade. Foram definidos sete grupos funcionais com base em 23 atributos das espécies. Modelos similares de especialização funcional foram detectados no diagrama de ordenação da PCA entre as linhas nos três tempos de amostragem. Os grupos funcionais dos caméfitos (GF3) e terófitos II (GF7) foram associados às linhas mais úmidas, enquanto os grupos dos hemicriptófitos não cespitosos I (GF1), hemicriptófitos cespitosos (GF4) e geófitos (GF5) às mais secas. Nenhum grupo foi favorecido ao longo do tempo.

Conclusões: Os resultados sugerem uma dinâmica não acelerada, pelo menos em escala de poucos anos, representada por alguns descritores da comunidade, como a elevada similaridade entre os inventários e ordenação das linhas de amostragem no campo. Portanto, além de considerar a partição do nicho temporal como mecanismo de co-existência das espécies, a

² Elaborado de acordo com as normas de submissão para o periódico Applied Vegetation Science

heterogeneidade do espaço foi ditada pelos filtros ambientais que determinaram a estabilidade das comunidades de campo limpo no ParnaSC ao longo do tempo.

Palavras-chave: estrato herbáceo; método de interseção na linha; análise multivariada; riqueza em espécies; diversidade, dinâmica, grupos funcionais.

Nomenclatura: As espécies foram classificadas em famílias de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (2009).

Abreviações: ParnaSC = Parque Nacional de Sete Cidades; NMDS = escalonamento multidimensional não métrico; PCA = Análise de Coordenadas Principais; MRPP = procedimento de permutação com múltiplas respostas; ANOSIM = Análise de Variância de Similaridade.

Título abreviado: Mudanças temporais no campo limpo úmido

Introdução

O estado atual das comunidades vegetais é fruto de sistemas dinâmicos e complexos, com mudanças mais perceptíveis em grandes escalas de tempo (ecológico e evolutivo), como, por exemplo, as alterações em períodos glaciais e interglaciais (Gurevitch et al. 2009). Nas últimas décadas, tem crescido o interesse entre ecólogos vegetais no estudo da dinâmica em intervalos de tempos mais curtos. Neste caso, um caminho é examinar as mudanças na composição e estrutura da vegetação com a aplicação de determinado método de amostragem em diferentes momentos do tempo na mesma comunidade (Bakker et al. 1996; Durigan 2009). Estudos dessa natureza podem revelar tendências no desenvolvimento das comunidades, nas mudanças ambientais e no fluxo de energia do ecossistema (Šamonil & Vrška 2008), além de gerarem respostas sobre a estabilidade das comunidades vegetais, e assim possibilitar a projeção de cenários futuros que poderão auxiliar na manutenção da biodiversidade (Rees et al. 2001).

Segundo Dieckmann et al. (1999), as comunidades campestres constituem recurso ótimo para avaliar processos espaço-temporais. Fatores como o estabelecimento relativamente rápido, se comparados com sistemas florestais ou arbustivos, além das várias ameaças presentes nessas comunidades, podem ser a causa da dinâmica acelerada (Weiher & Keddy 1995). Estudos que enfocam a dinâmica deste estrato da vegetação se iniciaram nos anos 30, com a investigação de mudanças anuais na estrutura espacial de comunidades em Breckland, na Inglaterra (Watt 1960). A partir daí, alguns trabalhos realizados em outras localidades no mundo, apontaram, de modo geral, altas taxas de substituição de espécies em períodos curtos

de tempo (por exemplo, Thórhallsdóttir 1990; van der Maarel & Sykes 1993; Willems et al. 1993; Herben et al. 1993, 1995, 2000; Sykes et al. 1994). Esta alta mobilidade pode estar relacionada à presença de distúrbios na área, de natureza antrópica ou natural, como por exemplo secas recorrentes, além das características das formas de crescimento das espécies (Herben et al. 1993; Klimeš 1999).

A flutuação hídrica é fator determinante nos processos dinâmicos em áreas campestres brasileiras, seja pelo alagamento, ou pela flutuação do excedente hídrico do solo (Pillar et al. 1992, Araújo et al. 2002; Cianciaruso et al. 2005; Munhoz & Felfili 2007, 2008; Cianciaruso & Batalha 2009). Em campos úmidos permanentemente alagados no Brasil Central há maior estabilidade e são observadas modificações menores na vegetação ao longo do ano (Cianciaruso & Batalha 2008). Além disso, na ausência de distúrbios naturais ou antrópicos recentes o equilíbrio dinâmico na comunidade é provavelmente maior, especialmente em ambientes heterogêneos (Eugênio et al. 2011).

Em geral, as espécies reagem individualmente aos fatores ambientais, e podem apresentar diferentes capacidades de dispersão no tempo e no espaço dentro de grupos com características funcionais semelhantes (Huntley 1991; Díaz & Cabido 1997). As várias definições para grupos funcionais convergem para o conceito de que são formados por plantas funcionalmente similares, para conjuntos de características que respondem a certas variáveis ambientais (Box 1996; Pillar & Sosinski Jr 2003). Tais características (traços) foram definidas por Violle et al. (2007) como o conjunto de características morfológicas, fisiológicas ou fenológicas tomadas ao nível de indivíduo. Outro aspecto importante, é que a riqueza em espécies e a diferenciação funcional podem variar independentemente, uma vez que filtros ambientais limitam a composição de espécies para determinados intervalos de características funcionais (Keddy 1992; Díaz & Cabido 2001; Bello et al. 2006). Portanto, diversos tipos funcionais podem desempenhar papéis diferentes nos processos relacionados aos ecossistemas e, assim, a estimativa de sua abundância pode apoiar a avaliação das suas funções no ecossistema (Díaz & Cabido 1997).

As respostas diferenciadas das espécies interferem na sua eficiência em capturar energia em nível de comunidade, e podem exibir diferentes tipos de dinâmica espacial, como por exemplo, ocorrer de forma ocasional (espécies com baixa frequência no espaço e no tempo), local (baixa frequência no espaço, mas que são registradas nas mesmas unidades amostrais ao longo do tempo), pulsante (baixa ou média frequência espacial, mas variam muito de ano para ano), circular (frequência média ou alta, mas que se movimentam e atingem alta frequência cumulativa) ou constante (ocorrem em quase toda parte e em todos os anos)

(van der Maarel 1996). Trabalhos realizados em campos temperados sugerem que provavelmente, espécies com maior crescimento vegetativo exibem maiores taxas de substituição ao longo do tempo (Rusch & van der Maarel 1992; Klimes et al. 1997).

Neste contexto, este estudo pretendeu gerar informações que pudessem ampliar o entendimento dos processos dinâmicos de vegetações campestres. Partiu-se do pressuposto de que as comunidades de campo limpo de Cerrado são dinâmicas ao longo de curtos períodos de tempo. A hipótese aqui testada considera a partição do nicho temporal como mecanismo de co-existência das espécies com características funcionais semelhantes (Rusch & van der Maarel 1992). Para tanto foram levantadas as seguintes questões: 1) Os fragmentos de campo limpo úmido no Parque Nacional de Sete Cidades (ParnaSC) são similares na composição e estrutura da vegetação entre três períodos de amostragem? 2) A similaridade é maior em função da distribuição das unidades amostrais no campo ou em função do tempo? 3) Os atributos das espécies formam grupos funcionais com estratégias diferenciadas de dinâmica?

Métodos

Área de estudo – O trabalho foi realizado em áreas de campo limpo localizadas no Parque Nacional de Sete Cidades – ParnaSC, nordeste do Brasil (Figura 1). O Parque possui área de 6.221,48 ha, dos quais a vegetação de campo limpo representa 14,3% do total (Oliveira et al. 2007). O fogo no ParnaSC não é freqüente, o último relato foi em 1996, quando aproximadamente 4.400 ha foram queimados. Desde então, os registros foram feitos apenas no seu entorno (IBAMA 2005).

O ParnaSC apresenta topografia suave-ondulada e altimetria variando de 100 a 290 m ao nível do mar (Santos 2001). A estação meteorológica de referência das características climáticas encontra-se a aproximadamente 15 km da área. Na série histórica dos últimos 32 anos a precipitação média anual foi 1.650 mm, com excedente hídrico entre fevereiro e maio e média térmica anual de 26,7 °C, variando pouco ao longo do ano. O clima, segundo a classificação de Thornthwaite & Mather (1955), é caracterizado como subúmido, megatérmico com grande deficiência hídrica no inverno e concentração de 30,3% da evapotranspiração potencial no trimestre setembro-outubro-novembro ($C_2w_2A'a'$). Assim como nos anos anteriores as amostragens (Figura 2), foi observada grande variação na precipitação entre os anos inventariados, a saber: 1.344 mm em 2007; 2.243,8 mm em 2009; e 1.782,3 em 2011.

Os solos do ParnaSC são principalmente os Neossolos Quartzarênicos (IBDF 1979; Oliveira 2004). Nas áreas de estudo são fortemente ácidos (pH variando de 3,8 a 4,2), com

níveis elevados de alumínio ($0,2$ a $1,0$ cmolc.dm^{-3}), baixos teores dos macronutrientes, especialmente Ca e Mg, que somaram cerca de $0,3$ cmolc.dm^{-3} e elevados valores de ferro (Capítulo 1). Foram identificadas duas subcomunidades de campo limpo úmido nas áreas estudadas em 2007 com base na duração do período de alagamento (Capítulo 1), ao passo que nas amostragens seguintes a umidade foi medida por meio do Soil pH-Moisture Meter (Modelo PH-2500; Instrutherm, Brasil), que confirmou diferenças nos teores de umidade entre os fragmentos mais secos ($\bar{x} = 45,19\%$; $sd = 13,02$ em 2009 e $\bar{x} = 46,06\%$; $sd = 18,81$ em 2011) e mais úmidos ($\bar{x} = 74,27\%$; $sd = 5,54$ em 2009 e $\bar{x} = 76,67\%$; $sd = 7,09$ em 2011).

Amostragem da vegetação – A amostragem do estrato herbáceo-subarbustivo foi realizada em julho de 2007, final do período chuvoso/início da seca, através do método de interseção na linha (Canfield 1941, 1950). Linhas de 10 m foram distribuídas em seis fragmentos com tamanhos variados (1,2 a 19,2 ha) e diferentes quanto ao teor de umidade no solo (Capítulo 1). Neste estudo, cada linha foi subdividida em segmentos de 1 m com varetas de ferro, que representaram as subunidades amostrais (SuA) para a análise da estrutura da vegetação (Munhoz & Felfili 2006, Munhoz & Araújo 2011). O número de linhas variou de acordo com o tamanho do fragmento de campo úmido: cinco na primeira área, três na segunda e terceira, e duas nas demais áreas (Figura 1). A cobertura e frequência relativas de cada espécie foram registradas em cada segmento de SuA de 1 m e para cada linha, com o total de 170 m amostrados. No mesmo período, nos anos de 2009 e 2011, as áreas foram reinventariadas para os estudos da dinâmica.

Classificação funcional das espécies - Foram selecionadas cinco características das espécies que expressam relação com recursos do ambiente, com polinizadores e com dispersores. Esses atributos, avaliados com base em observações de campo, coleções de herbário e floras, foram os seguintes:

- a) Classes de formas de vida de Raunkiaer (1934) e outras sugeridas por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974): caméfitos (Ch), geófitos (G), terófitos (Th), trepadeiras herbáceas (Tr), holoparasitas (Ho) e hemicriptófitos (H). Neste caso, para representar melhor as estratégias de ocupação nos solos, foram considerados os hemicriptófitos cespitosos (HC) e não cespitosos (HNC);
- b) História de vida: anual (A) e perene (P);
- c) Intervalos de altura das plantas adultas (cm): até 10 (A1), > 10 – 30 (A2), > 30 - 60 (A3), > 60 – 90 (A4) e > 90 (A5);

d) Características florais relacionadas ao agente dispersor (Gurevitch et al. 2009), para inferir qual o tipo de polinização, com base no atributo cor das flores observadas em campo: sem perianto (P1), flores de cores alvas, brancas ou cremes (P2), flores amarelas (P3), flores azuis (P4), flores lilases, róseas ou roxas (P5) e flores verdes (P6);

e) Síndrome de dispersão (*sensu* van der Pijl 1982): anemocóricos (diásporos adaptados à dispersão pelo vento), zoocóricos (diásporos adaptados à dispersão por animais pela alimentação ou com estruturas adesivas) e autocóricos (diásporos sem as características anteriores, incluindo dispersão explosiva e pela gravidade).

Análise dos dados

Diversidade, riqueza e similaridade - Dados de cobertura das espécies para cada período foram utilizados para calcular os índices de Shannon na base e (H') e J' de Pielou (Kent & Coker 1992). A comparação quanto à significância entre os valores de H' nos três inventários foi avaliada pelo teste- t de Hutcheson (Zar 1999), calculados no programa estatístico Past versão 1.91 (Hammer et al. 2001). A análise foi realizada para o conjunto das seis áreas (17 linhas) e para cada área em separado.

Para comparar o potencial de riqueza entre os levantamentos foi utilizada a curva espécie-área e o estimador de riqueza de *jackknife* de primeira e segunda ordens (Magurran 1988), calculados pelo programa PCORD versão 6.0 (McCune & Mefford 2011). As curvas das áreas foram traçadas a partir das médias e intervalos de confiança (IC) a 95% do número cumulativo de espécies, considerando o metro linear como unidade de medida. Curvas com sobreposição dos ICs não foram consideradas com diferenças significativas.

A similaridade da área total entre os inventários, bem como das comunidades mais secas (um, dois, quatro e cinco) e mais úmidas (três e seis) (Capítulo 1) foram verificadas pelo estimador Chao para o índice de Sørensen, que reduz o viés de amostragem por estimar e compensar os efeitos das espécies presentes nas áreas, mas não incluídas na amostragem (Chao et al. 2005). As análises foram realizadas com 95% de IC no programa EstimateS, versão 8.2 (Colwell 2006). Para avaliar se a similaridade foi maior dentro do mesmo ano ou entre os inventários foi realizada uma Análise de Variância de Similaridade (ANOSIM), processada no Programa Past versão 1.91 (Hammer et al. 2001).

Análises multivariadas - Foi empregada como ferramenta de ordenação livre, o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), com as seguintes configurações: distância de Bray-Curtis, melhor solução em duas dimensões e critério para estabilização = 0,00001. Segundo Peck (2010), a NMDS pode ser usada para buscar padrões redundantes

dentro de quase todos os tipos de base de dados, e procura respostas entre tratamentos comparáveis ou períodos de séries temporais. Neste caso, o objetivo foi observar a variação de ordenação das linhas nos três tempos de amostragem. Partiu-se do pressuposto, de que as amostras inventariadas em 2007, 2009 e 2011, com a mesma composição em espécies e valores de abundância, ocorreriam no mesmo ponto no diagrama de ordenação. A diferença entre os grupos formados na NMDS foi avaliada pelo procedimento de permutação com múltiplas respostas (MRPP), uma análise não paramétrica (Peck 2010). A medida de distância adotada foi o índice de Bray-Curtis, recomendada para dados heterogêneos (Peck 2010).

Para definir os grupos funcionais, considerando os atributos usados neste trabalho, foi empregada a análise de agrupamento com base no processo hierárquico, aglomerativo e politético, adequada para identificar grupos de unidades amostrais ou de espécies que são similares em composição ou comportamento (Peck 2010). A análise foi realizada com a matriz composta por 92 espécies e 23 atributos e, o uso da distância de Bray-Curtis e a média de grupos como método de ligação. Para analisar a distribuição das linhas de amostragem nos três períodos do tempo, com base na abundância dos grupos funcionais, o passo seguinte foi produzir a matriz designada AG' (linhas de amostragem x grupos funcionais) por meio da multiplicação de duas matrizes: 1) matriz **A**: espécies x linhas de amostragem (com dados de abundância das espécies) e 2) matriz **G**: grupos funcionais x espécies (matriz binária). Como a matriz **G** foi composta por dados não muito heterogêneos (13,7% de zeros; inclinação média das variáveis = 1,9 e coeficiente de variação (CV) total das linhas = 22,5%), foi utilizada a Análise de Componentes Principais (PCA), outra ferramenta de ordenação livre (Peck 2010). Todas as análises multivariadas foram realizadas no Programa PCORD versão 6.0 (McCune & Mefford 2011).

Para a determinação de diferenças estatísticas na abundância dos grupos funcionais através do tempo (2007, 2009 e 2011), foi empregada a PerMANOVA (Anderson 2001), uma análise de permutação baseada em análises multivariadas das variâncias (McCune & Grace 2002). Para tanto foi usado o PCORD versão 6.0 (McCune & Mefford 2011), em que cada período foi considerado um tratamento e a medida de distância adotada foi Bray-Curtis.

Resultados

O número de espécies em 2009 e 2011 foi maior do que em 2007. No total foram registradas 28 famílias, 56 gêneros e 92 espécies, com 58 espécies comuns aos três levantamentos. As famílias que apresentaram maiores riquezas foram as mesmas entre os períodos (Tabelas 1 e 2). O incremento na riqueza refletiu-se no aumento do índice de

Shannon, os quais foram significativamente diferentes em todas as comparações. Assim como a diversidade, a equabilidade de Pielou refletiu o aumento na riqueza (Tabela 2). As curvas espécies-área (Figura 3), com diferenças significativas em todas as comparações pela análise dos intervalos de confiança (95%), e os estimadores de riqueza de *jackknife* (Tabela 2) confirmaram a tendência de ganho de espécies em 2009 e 2011.

Por outro lado, o número de espécies registradas em todos os levantamentos (63%) contribuiu para a elevada similaridade entre os inventários para a amostra total (2007 e 2009 = $0,98 \pm 0,011$; 2007 e 2011 = $0,98 \pm 0,012$ e 2009 e 2011 = $0,99 \pm 0,006$), bem como quando a análise foi realizada para os dois subtipos de campo limpo úmido encontrados no ParnaSC; áreas mais úmidas (2007 e 2009 = $0,97 \pm 0,016$; 2007 e 2011 = $0,96 \pm 0,028$ e 2009 e 2011 = $0,96 \pm 0,039$) e áreas mais secas (2007 e 2009 = $0,98 \pm 0,017$; 2007 e 2011 = $0,96 \pm 0,021$ e 2009 e 2011 = $0,97 \pm 0,029$). A ANOSIM detectou maiores variações na similaridade dentro do mesmo ano do que entre os anos de inventário ($R_{\text{Área total}} = -0,011$, $p > 0,05$; $R_{\text{Área úmidas}} = -0,048$, $p > 0,05$; $R_{\text{Áreas secas}} = 0,027$, $p > 0,05$).

De modo geral, as distâncias entre as unidades da amostra no espaço de ordenação da NMDS, com base na composição e cobertura das espécies, formaram três grupos de linhas de amostragem que refletiram as diferenças nas características dos solos, especialmente os teores de umidade (Figura 4). O primeiro grupo, à direita, foi formado pelas áreas três e seis, além da linha L5 (2007 e 2011), os outros dois grupos à esquerda reuniram as áreas mais secas, separando as linhas L3 e L4 das demais. A MRPP mostrou evidências suficientes a formação dos grupos ($A = 0,29$, $p < 0,0001$). Esse modelo de ordenação confirmou os resultados da ANOSIM, por não formar grupos que separaram os tempos de amostragem (2007, 2009 e 2011), mas identificou moderadas associações com as modificações ocorridas nas linhas ao longo do tempo, onde as maiores dissimilaridades ocorreram nas linhas L4, L5, L6, L7, L8 e L11 (Figura 4).

A análise de agrupamento formou sete grupos funcionais que agruparam conjuntos de espécies com base em atributos comuns (Figura 5). Os atributos relacionados à história de vida das espécies dividiram dois grandes grupos, separados principalmente pelas classes de formas de vida de Raunkiaer, além do investimento em altura das plantas e tipos de agente dispersor dos diásporos (Tabela 3). Modelos similares de especialização funcional foram detectados no diagrama de ordenação da PCA entre as linhas nos três tempos de amostragem (Figura 6). O primeiro eixo da PCA explicou 37,59% da variação dos dados, e separou no lado esquerdo do diagrama os grupos dos caméfitos (GF3) e dos terófitos II (GF7) associados às linhas das áreas de campo limpo mais úmidas, exceto a L10 e L11 (2007). No lado direito,

as áreas mais secas foram reunidas pela maior correlação com os grupos dos hemicriptófitos não cespitosos I (GF1), hemicriptófitos cespitosos (GF4) e geófitos (GF5). O segundo eixo da PCA explicou 19,33% da variação dos dados e esteve associado aos grupos hemicriptófitos não cespitosos II (GF2) e terófitos I (GF6), e ditou a ordenação das linhas L1 (2007), L2 (2007, 2009 e 2011) e L12 (2011).

A PerMANOVA não detectou diferenças significativas nas comparações dos grupos funcionais com base na cobertura através do tempo ($F = 0.63816$; $p > 0,05$).

Discussão

Vários distúrbios podem influenciar diretamente a dinâmica nas comunidades herbáceas. Nos campos úmidos especificamente, fatores como eutrofização, variação no regime de inundação, invasão por espécies exóticas, dentre outros, são ameaças constantes (Weiher & Keddy 1995). Hoje, com a maior velocidade e amplitude dos impactos antrópicos, as mudanças no ambiente têm ditado modificações nos processos naturais. Conhecer os modelos de desenvolvimento das comunidades representa o primeiro passo para gerar cenários futuros que poderão auxiliar na manutenção da biodiversidade (Rees et al. 2001).

Nos campos amostrados no ParnaSC não foram detectadas grandes mudanças nos descritores da comunidade entre 2007, 2009 e 2011. Nas três ocasiões de amostragens poucas espécies responderam pela maior taxa de cobertura, padrão comum em áreas de campestres úmidas e secas e em veredas no Brasil (Guimarães et al. 2002; Munhoz & Felfili 2006, 2008; Eugênio 2011; Eugênio et al. 2011). A manutenção da estrutura dos campos resultou em baixa variação nos valores de equabilidade entre os anos e na alta similaridade pelo índice de Chao - Sørensen entre as áreas. Por outro lado, houve diferenças significativas entre os valores de diversidade, devido a ocorrência de espécies exclusivas entre os inventários.

A aparente condição de estabilidade nos campos do ParnaSC pode estar relacionada à falta de distúrbios antrópicos na região durante o período estudado (2007 - 2011), principalmente por se tratar de unidade de conservação de proteção integral. Os distúrbios ocorridos no período foram de origem climática, como o evento La Niña que provocou taxas de precipitação muito acima da média no primeiro semestre de 2009 e um La Niña moderada em 2011 (CPTEC/INPE 2009a,b, Melo 2011a,b). O ano de 2007 foi caracterizado por El Niño moderado, segundo dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (http://enos.cptec.inpe.br/tab_elnino.shtml). A heterogeneidade das condições climáticas provocou modificações no nível e na duração do período de alagamento, com flutuações do lençol freático, e provavelmente esteve relacionada com algumas tendências encontradas nas

áreas. Por exemplo, aumento na riqueza e diversidade de espécies em 2009, principalmente devido ao aumento de espécies anuais das famílias Cyperaceae e Lentibulariaceae, ao passo que, menor precipitação em 2007 esteve relacionada, por exemplo, ao aumento de espécies anuais de Polygalaceae. Os anos que antecederam as amostragens, 2006, 2008 e 2010 também apresentaram padrões de chuvas diferenciados, com acumulados maiores em 2008. Hobbs & Mooney (1995) trabalhando em comunidades anuais de campos serpentinos na Califórnia, indicaram que os efeitos dos padrões de chuvas na composição das espécies podem ter atuado principalmente no ano anterior da avaliação no campo, pela variação na taxa de produção de sementes.

Outra possível causa do aumento da riqueza em 2009 pode ter sido a relação da maior precipitação no ano da amostragem com a diminuição da cobertura de algumas espécies, principalmente, naquelas com arquitetura entouceirada (cespitosas), o que facilitou o desenvolvimento de outras espécies mais delgadas e anuais que geralmente ficam suprimidas nos anos com menor precipitação esperando a oportunidade para se desenvolverem. Em 2007 foi registrada a maior soma das coberturas absolutas das espécies cespitosas perenes, bem como o menor registro de espécies para a área total, enquanto em 2009, a soma dessas espécies correspondeu a 88,70% e 94,97% das coberturas de 2007 e 2011, respectivamente. Amostragens em áreas campestres no Brasil Central, realizadas em anos com taxas de precipitação diferenciadas, registraram aumento de riqueza e diminuição de cobertura das espécies cespitosas associadas à maior precipitação (Eugênio et al. 2011).

O campo úmido parece exibir um padrão de estabilidade ao longo do ano, principalmente sob condições maiores de alagamento e ausência de distúrbios antrópicos (Cianciaruso & Batalha 2008; Munhoz & Felfili 2008). Modificações nos descritores das comunidades em intervalos de tempo maior (dinâmica interanual) foram associadas à supressão de distúrbios, como, por exemplo, a ausência do fogo no intervalo entre as amostragens da vegetação e variações no regime de precipitação ao longo do tempo (Eugênio 2011).

Estudos que enfocam a dinâmica em escalas pequenas, em campos temperados, têm revelado altas taxas de substituição de espécies (Thórhallsdóttir 1990; Herben et al. 2000). Nos campos “alvares” na Suécia o número cumulativo de espécies em micro sítios de 0,01 m² pode dobrar em intervalo de cinco anos (van der Maarel & Sykes 1993). Nestes campos, o aparecimento e desaparecimento de espécies é um fator importante na manutenção da estabilidade das comunidades e ocorrem por flutuações de umidade do solo e pressões de pastagem, além das características das formas de vida das espécies. Entretanto, Klimeš (1999)

não confirmou a alta mobilidade de espécies prevista para campos com alta riqueza em escalas de 0,0025 a 2,25 m² estudados na República Tcheca, encontrou ali padrão inverso, onde a probabilidade das espécies ocuparem a mesma parcela ao longo de sete anos foi alta.

As áreas do ParnaSC separadas pelas diferenças de umidade no solo (Capítulo 1) exibiram padrões semelhantes de dinâmica em 2007, 2009 e 2011, com separação das áreas mais úmidas (A3 e A6) das demais (A1, A2, A4 e A5) como indicado na NMDS, na qual os escores similares de ordenação das linhas próximas foram ordenados pelas respostas semelhantes de composição e estrutura das espécies. Quando a análise foi realizada com a inclusão de grupos funcionais, foi observada a tendência de manutenção dos grupos ao longo do tempo, o que confirmou a idéia de que a estrutura na comunidade e composição foi mantida pela existência de filtros ambientais que selecionaram as espécies pelas suas estratégias de ocupação do ambiente (Keddy 1992; Díaz et al. 1999; Chase 2003; Cianciaruso & Batalha 2008). No ParnaSC, terófitos e caméfitos estiveram associados as áreas mais úmidas, enquanto que as áreas mais secas foram dominadas por hemicriptófitos cespitosos e não cespitosos. Segundo Díaz et al. (1999) os filtros atuam em determinados fatores biogeográficos e históricos e operam em amplas escalas espaciais e temporais. No ParnaSC as diferenças de umidade e fertilidade nos solos foram os principais filtros determinados da estrutura das comunidades.

Os resultados semelhantes na ordenação da NMDS e na PCA evidenciaram que a classificação funcional não foi independente da afiliação taxonômica. Em todos os grupos funcionais ocorreram espécies aparentadas filogeneticamente, entretanto, os principais atributos determinadores dos grupos funcionais foram à história de vida e as classes de formas de vida de Raunkiaer. Segundo Díaz & Cabido (1997) e Díaz et al. (1998) a relevância ecológica dos grupos não deve ser descartada por sua associação com a filogenia. No ParnaSC, exceto o GF5, representado apenas por duas espécies de *Habenaria* (geófitos), os outros seis grupos reuniram famílias botânicas diferentes, mas com características similares. Díaz et al. (2004), em análise que incluiu campos de três continentes, reuniram as famílias Asteraceae, Fabaceae e Poaceae no mesmo grupo funcional por não apresentarem diferenças significativas sobre os principais processos no ambiente.

A separação de grupos de espécies com base em características florais semelhantes não ficou evidente. A fragilidade das síndromes de polinização já foi retratada na literatura, principalmente pelos animais variarem na capacidade de discriminar a cor das flores, bem como, pela possibilidade de mais de um tipo de polinização para cada espécie de planta (Mayfield et al. 2001; Gurevitch et al. 2009; Willmer 2011). Além disso, no cerrado, as duas

maiores classes de polinizadores, abelhas e pequenos insetos, visitam flores de várias cores (Martins & Batalha 2006).

Os resultados analisados neste trabalho sugerem uma dinâmica não acelerada, pelo menos em escala de poucos anos, representada por alguns descritores da comunidade, como por exemplo, elevada similaridade entre os inventários e a ordenação das linhas de amostragem, principalmente pelas condições de solo das áreas, como diferenças fertilidade e de umidade. Portanto, além de considerar a partição do nicho no tempo como um mecanismo de co-existência das espécies com características funcionais semelhantes (Rusch & van der Maarel 1992), deve-se considerar a heterogeneidade do espaço, ditada pelos filtros ambientais que se mantêm ao longo do tempo.

Agradecimentos

À Professora Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*) pela valiosa ajuda no início deste trabalho; à FAPEPI pela bolsa concedida para a primeira autora; ao Programa PELD-CNPq site 10; aos especialistas das diversas famílias que contribuíram na identificação do material botânico; à Jéssica Viana, Larissa Vieira e Rosemary Sousa pela contribuição nos trabalhos de campo.

Referências

- Anderson, M.J. 2001. A new method for nonparametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Angiosperm Phylogeny Group (APG III). 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121.
- Araújo, G.M, Barbosa, A.A.A., Arates, A.A. & Amaral, A.F. 2002. Composição florística de veredas do município de Uberlândia. *Revista Brasileira de Botânica* 25: 475-493.
- Bakker, J.P, Olf, H., Willems, J.H. & Zobel, M. 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science* 7: 147-156.
- Bello, F., Lepš, J. & Sebastià, M.T. 2006. Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients. *Ecography* 29: 801-810.
- Box, E.O. 1996. Plant functional types and climate at the global scale. *Journal of Vegetation Science* 7: 309-320.
- Canfield, R. 1941. Application of line interception in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39: 388-394.

- Canfield, R. 1950. *Sampling range by the line interception method*. Reprinted Sept. Southwestern Forest and Range Experiment Station.
- Chao, A., Chazdon, R.L., Colwell, R.K. & Shein, T.J. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8: 148-159.
- Chase, J.M. 2003. Community assembly: when should history matter? *Oecologia* 136: 489-498.
- Cianciaruso, M.V., Batalha, M.A. & Silva I.A. 2005. Seasonal variation of a hyperseasonal cerrado in Emas National Park, central Brazil. *Flora* 200: 345-353.
- Cianciaruso, M.V. & Batalha, M.A. 2008. A year in a Cerrado wet grassland: a non-seasonal island in a seasonal. *Brazilian Journal of Biology* 68: 495-501.
- Cianciaruso, M.V. & Batalha, M.A. 2009. Short-term community dynamics in seasonal and hyperseasonal cerrados. *Brazilian Journal of Biology* 69: 231 – 240.
- Colwell, R.K. 2006. EstimateS: Statistic estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. Persistent <purio.ocicorg/estimates>.
- CPTEC/INPE. 2009a. Fenômeno La Niña atinge sua fase madura. *Infoclima: Boletim de informações climáticas* 2: 1-3.
- CPTEC/INPE. 2009b. Estabelecida uma situação de transição entre o episódio La Niña e um possível El Niño. *Infoclima: Boletim de informações climáticas* 5: 1-3.
- Díaz, S. & Cabido, M. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8: 463-474.
- Díaz, S., Cabido, M. & Casanoves, F. 1998. Plant Functional Traits and Environmental Filters at a Regional Scale. *Journal of Vegetation Science* 9: 113-122.
- Díaz, S., Cabido, M., Zak, M., Martínez, C.E. & Aranibar, J. 1999. Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science* 10: 651-660.
- Díaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 646-655.
- Díaz, S., Hodgson, J.G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J.H.C., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J.P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S.R., Basconcelo, S., Castro-Díez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez-Harguindeguy, N., Pérez-Rontomé, M.C., Shirvany, F.A., Vendramini, F., Yazdani, S., Abbas-Azimi, R., Bogaard, A., Boustani, S., Charles, M., Dehghan, M., Torres-Espuny, L., Falczuk, V., Guerrero-Campo, J., Hynd, A., Jones, G., Kowsary, E., Kazemi-Saeed, F., Maestro-Martínez, M., Romo-Díez, A.,

- Shaw, S., Siavash, B., Villar-Salvador, P.5 & Zak, M.R. 2004. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science* 15: 295-304.
- Dieckmann, U., Herben, T. & Law, R. 1999. Spatio-Temporal Processes in Ecological Communities. *Quarterly* 12: 213-238.
- Durigan, G. 2009. Estrutura e diversidade de comunidades florestais. In: Martins, S.V. (ed.) *Ecologia de florestas tropicais do Brasil*, pp. 185-215, Editora UFV, Viçosa, MG.
- Eugênio, C.O.U. 2011. *Dinâmica temporal do estrato herbáceo-arbustivo em comunidades campestres no Brasil Central*. MsC. dissertação, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Eugênio, C.O.U., Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2011. Dinâmica temporal do estrato herbáceo-arbustivo de uma área de campo limpo úmido em Alto Paraíso de Goiás, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 25: 497-507.
- Guimarães, A.J.M, Araújo, GM, Oliveira, A.A. & Corrêa, G.F. 2002. Estrutura fitossociológica de uma área natural e antropizada de uma vereda de Uberlândia, MG. *Acta Botanica Brasilica* 16: 317-329.
- Gurevitch, J., Scheiner, S.M. & Fox, G.A. 2009. *Ecologia vegetal*. 2ed. Artmed, Porto Alegre, RG.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-99.
- Herben, T., Krahulec, F., Hadincova, V. & Kovarova, M. 1993. Small scale spatial dynamics of plant species in a grassland community during six years. *Journal of Vegetation Science* 4: 171-178.
- Herben, T., During, H.J. & Krahulec, F. 1995. Spatio-temporal dynamics in mountain grasslands: Species autocorrelations in space and time. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 30: 185-196.
- Herben, T., During, H.J. & Law, R. 2000. Spatio-temporal Patterns in Grassland Communities. In: Dieckmann, U.; Law, R. & Metz, J.A.J. (eds.). *The Geometry of Ecological Interactions: Simplifying Spatial Complexity*, pp. 48-64. Cambridge University Press, UK.
- Hobbs, R.J. & Mooney, H.A. 1995. Spatial and Temporal Variability in California Annual Grassland: Results from a Long-Term Study. *Journal of Vegetation Science* 6: 43-56.
- Huntley, B. 1991. How plants respond to climate chance: migration rates, individualism and the consequences for communities. *Annals of Botany* 67: 15-22.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). 2005. *Plano operativo de prevenção e combate aos incêndios do Parque Nacional de Sete Cidades-PI, Piracuruca*. MMA, Brasília, DF.

- Instituto Brasileiro de Desenvolvimento (IBDF). 1979. *Plano de Manejo: Parque Nacional de Sete Cidades*. Brasília, M.A/Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN), Brasília, DF.
- Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals and predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3: 157-164.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis; a practical Approach*. Belhaven Press, London, ENG.
- Klimeš, L. 1999. Small-scale plant mobility in a species-rich grassland. *Journal of Vegetation Science* 10: 209-218.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- Martins, F.Q. & Batalha, M.A. 2006. Pollination systems and floral traits in cerrado woody species of the upper Taquari region (Central Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 66: 543-552.
- Mayfield, M.M., Waser, N. & Price, M. 2001. Exploring the most effective pollinator principle with complex flowers: bumblebees and *Ipomopsis aggregata*. *Annals of Botany* 88: 591-596.
- McCune, B. & Grace, J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McCune B. & Mefford, M.J. 2011. PC-ORD. *Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6.0*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Melo, A.B.C. 2011a. Fenômeno La Niña enfraquece no pacífico equatorial. *Infoclima: Boletim de informações climáticas* 3: 1-3.
- Melo, A.B.C. 2011b. Fenômeno La Niña continua em declínio na região do pacífico equatorial. *Infoclima: Boletim de informações climáticas* 3: 1-3.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Willey & Sons, New York, USA.
- Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2006. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20: 671-685.
- Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2007. Florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um campo limpo úmido em Brasília, Brasil. *Biota Neotropica* 7: 205-215.
- Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2008. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo em campo limpo úmido no Brasil Central. *Acta Botanica Brasilica* 22: 905-913.

- Munhoz, C.B.R. & Araújo, G.M. 2011. Métodos de amostragem do estrato herbáceo-subarbustivo. In: Felfili, J.M., Eisenlohr, P.V., Melo, M.M.R.F., Andrade, L.A. & Meira Neto, J.A.A. (eds.) *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*, pp. 213-230. Editora UFV, Viçosa, MG.
- Oliveira, M.E.A. 2004. *Mapeamento, florística e estrutura da transição campo-floresta na vegetação (cerrado) do Parque Nacional de Sete Cidades, nordeste do Brasil*. Ph.D. tese, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Oliveira, M.E.A., Martins, F.R., Castro, A.A.J.F. & Santos, J.R. 2007. Classes de cobertura vegetal do Parque Nacional de Sete Cidades (transição campo-floresta) utilizando imagens TM/Landsat, NE do Brasil. In: *XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, pp. 1775-1783. Anais (Proceedings), Florianópolis, SC.
- Peck, J.E. 2010. *Multivariate analysis for community ecologists: step-by-step using PCORD*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Pillar, V.P., Jacques, A.V.A. & Boldrini, I.I. 1992. Fatores de ambiente relacionados à variação da vegetação de um campo natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 27: 1089-1101.
- Pillar, V.D. & Sosinski-Jr, E.E. 2003. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science* 14: 323-332.
- Raunkiaer, C. 1934. *The Live Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Clarendon, Oxford, UK.
- Rees, M., Condit, R., Crawley, M., Pacala, S. & Tilman, D. 2001. Long-Term Studies of Vegetation Dynamics. *Science* 293: 650-655.
- Rusch, G. & van der Maarel, E. 1992. Species Turnover and Seedling Recruitment in Limestone Grasslands. *Oikos* 63: 139-146.
- Šamonil, A.E. & Vrška, T. 2008. Long-term vegetation dynamics in the Šumava Mts. Natural spruce-fir-beech forests Pavel. *Plant Ecology* 196: 197-214.
- Santos, J.C. 2001. *Quadro geomorfológico do Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí*. MsC. dissertação, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.
- Sykes, M.T., van der Maarel, E., Peet, R.K. & Willems, J.H. 1994. High species mobility in species rich plant communities: An intercontinental comparison. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 29: 439-448.

- Thórhallsdóttir, T.E. 1990. The dynamics of a grassland community: a simultaneous investigation of spatial and temporal heterogeneity at various scales. *Journal of Ecology* 78: 884-908.
- Thornthwaite, C.W. & Mather, J.R. 1955. *The water balance*. Publications in Climatology 8. Drexel Institute of Technology, Centerton, New Jersey, USA.
- van der Maarel, E. & Sykes, M.T. 1993. Small scale plant species turnover in a limestone grassland: the carousel model and some comments on the niche concept. *Journal of Vegetation Science* 4: 179-188.
- van der Maarel, E. 1996. Pattern and processes in the plant community: fifty years after A.S. Watt. *Journal of Vegetation Science* 7: 19-28.
- Van der Pijl, L. 1982. *Principles of dispersal in higher plants*. 3ed. Springer Verlag, New York, USA.
- Violle, C., Navas, M., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C, Hummel, I & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882-892.
- Watt, A.S. 1960. Population changes in acidiphilous grass-heath in Breckland, 1936–57. *Journal of Ecology* 48: 605-629.
- Weiher, E. & Keddy, P.A. 1995. The assembly of experimental wetland plant communities. *Oikos* 73: 325-335.
- Willems, J.H., Peet, R.K. & Bik, L. 1993. Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *Journal of Vegetation Science* 4: 203-212.
- Willmer, P. 2011. *Pollination and Floral Ecology*. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4ed. Prentice-Hall, New Jersey, USA.

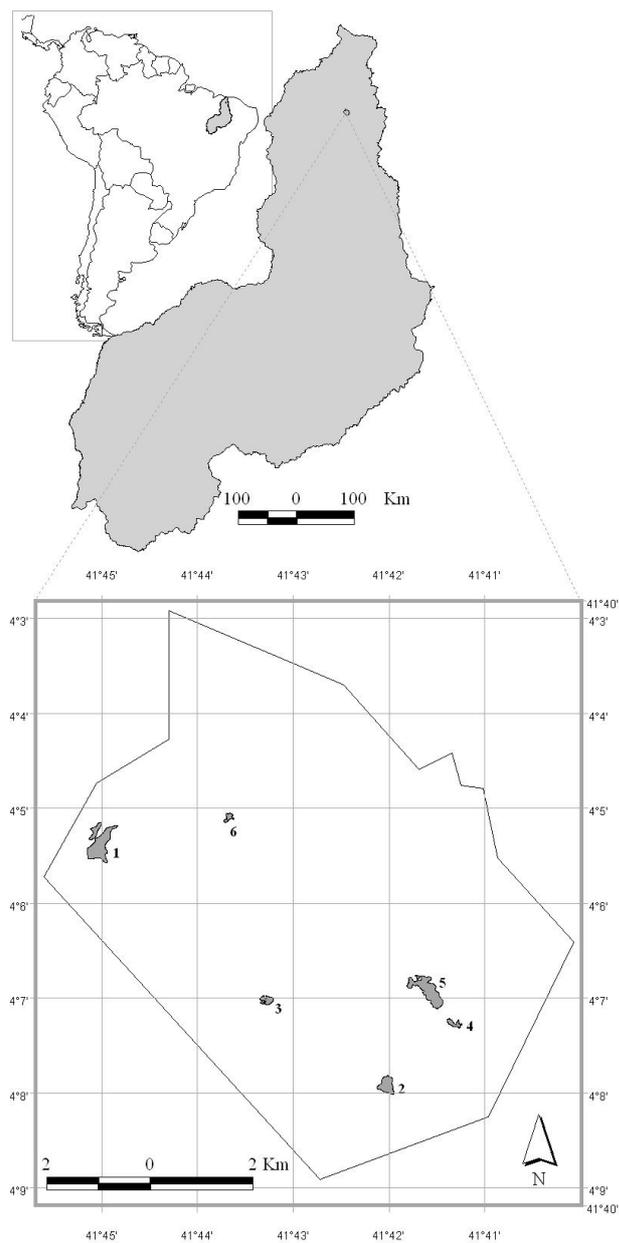


Figura 1. Localização geográfica das áreas de campo limpo amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, norte do Estado do Piauí, Brasil. Área 1 (L1 – L5), Área 2 (L6 – L8), Área 3 (L9 – L11), Área 4 (L12 – L13), Área 5 (L14 – L15), Área 6 (L16 – L17).

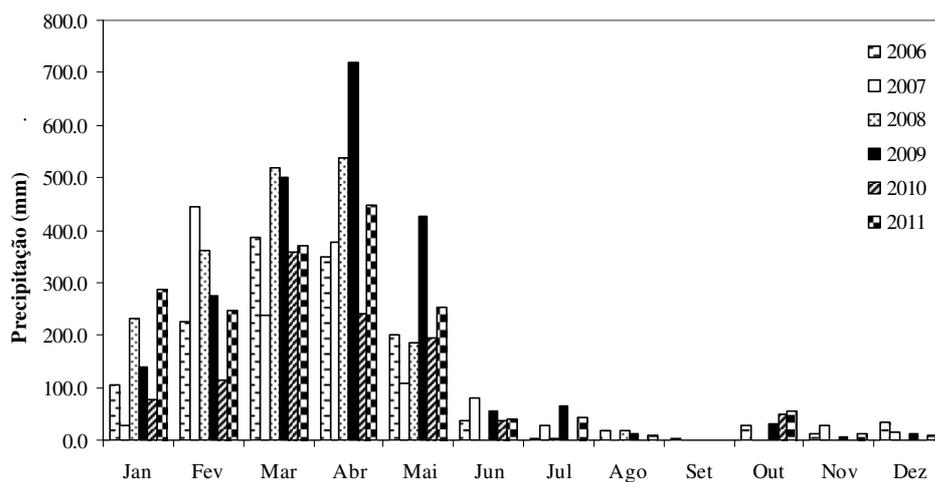


Figura 2. Precipitação pluviométrica mensal registrada de janeiro de 2006 a dezembro de 2011, na estação meteorológica de Piri-piri, Piauí. Dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

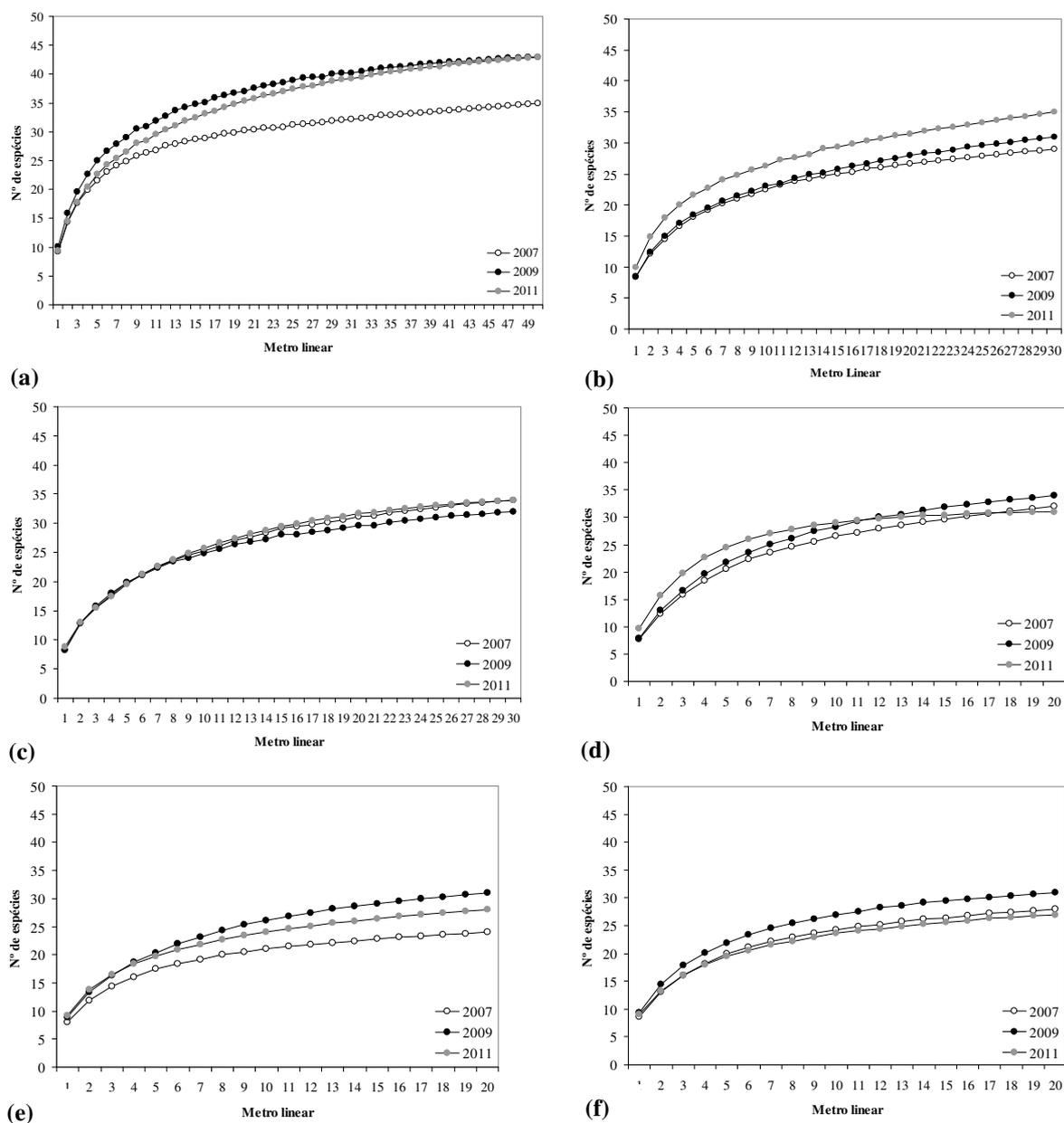


Figura 3. Curvas de progressão do número médio de espécies, com o incremento de unidades amostrais (metro linear), para as áreas de campo limpo amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. (a) Área 1. (b) Área 2. (c) Área 3. (d) Área 4; (e) Área 5. (f) Área 6. Para melhor visualização, as curvas representativas dos intervalos de confiança a 95% não foram apresentadas nos gráficos.

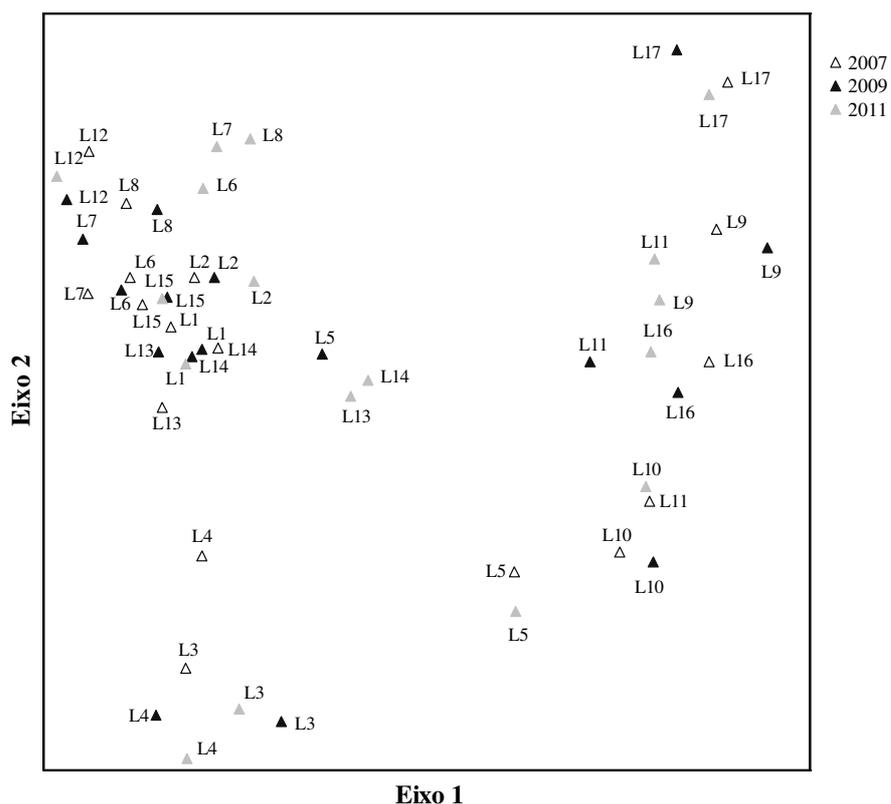


Figura 4. Diagrama de ordenação da NMDS que mostra a separação em três grupos no espaço de ordenação das 17 linhas instaladas em áreas de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. Área 1 (L1 – L5), Área 2 (L6 – L8), Área 3 (L9 – L11), Área 4 (L12 – L13), Área 5 (L14 – L15), Área 6 (L16 – L17).

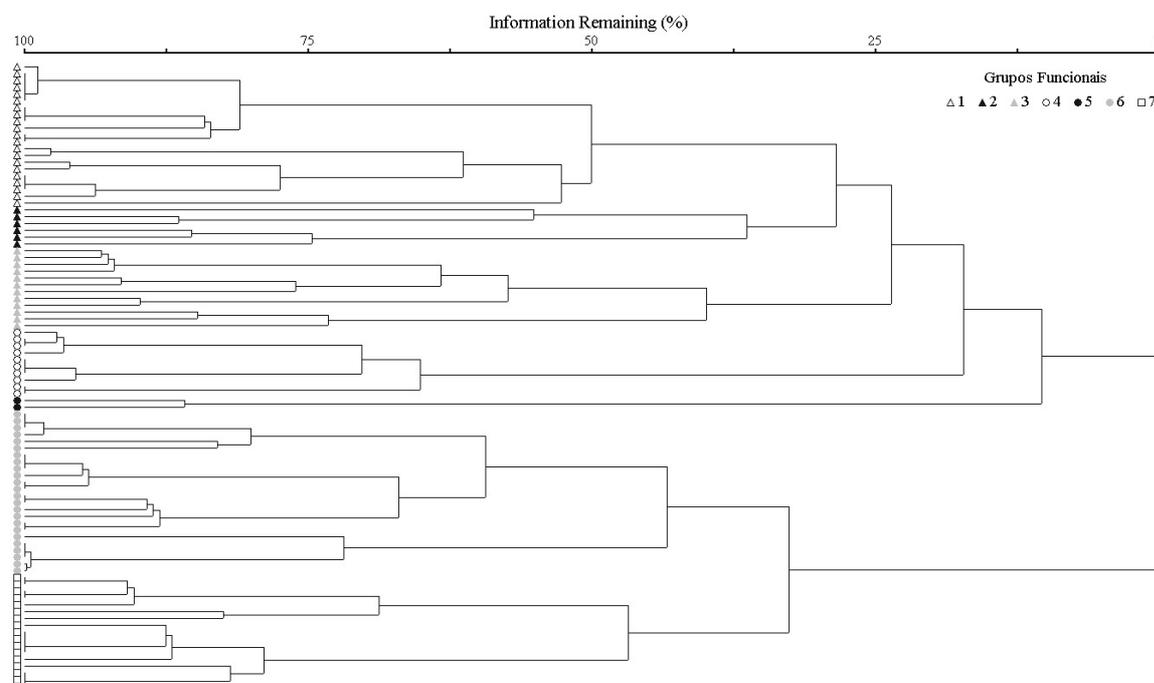


Figura 5. Dendrograma indicativo da separação dos sete grupos funcionais com base em 23 atributos e 92 espécies. Os grupos funcionais estão descritos na Tabela 3.

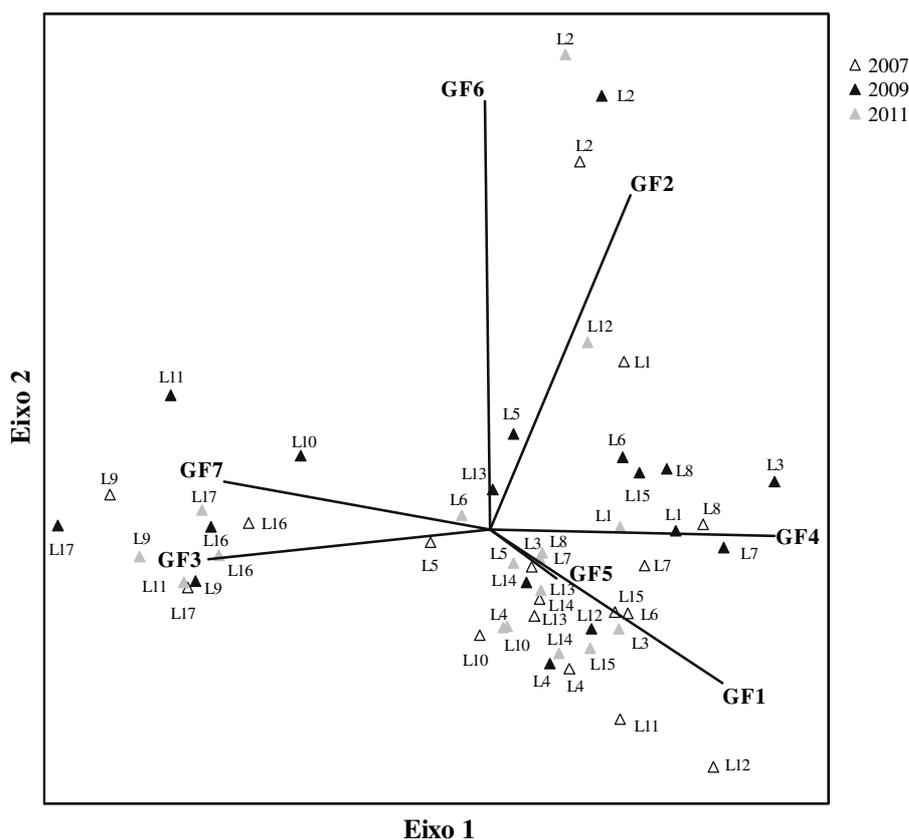


Figura 6. Diagrama de ordenação da PCA dos grupos funcionais e das 17 linhas de amostragem da vegetação instaladas em áreas de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. Os vetores indicam a associação relativa da abundância dos grupos funcionais com os dois eixos de ordenação e o seu comprimento representa a magnitude dessa associação. Área 1 (L1 – L5), Área 2 (L6 – L8), Área 3 (L9 – L11), Área 4 (L12 – L13), Área 5 (L14 – L15), Área 6 (L16 – L17).

Tabela 1. Espécies amostradas em áreas de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, nos três inventários (ordem alfabética de famílias). FV = Formas de vida de Raunkiaer; HV = História de vida; Alt = Classe de altura; Fl = Características das flores; SD = Síndrome de dispersão; CR = Cobertura relativa; FR = Frequência Relativa. Ver tópico “Classificação funcional das espécies” na metodologia para detalhes da legenda.

Família/espécie	FV	HV	Alt	Fl	SD	2007		2009		2011	
						CR	FR	CR	FR	CR	FR
ASTERACEAE											
<i>Aspilia attenuata</i> (Gardn.) Baker	HNC	P	A4	P3	zoo	0,40	0,14	0,05	0,07	0,00	0,00
<i>Elephantopus hirtiflorus</i> DC.	HNC	P	A5	P2	zoo	1,78	3,17	2,24	3,15	1,47	2,33
BURMANNIACEAE											
<i>Burmannia capitata</i> (Walter ex J.F. Gmel.) Mart.	Th	A	A2	P2	ane	0,13	1,24	0,20	1,51	0,13	1,32
CONVOLVULACEAE											
<i>Cuscuta partita</i> Choisy	Ho	P	A2	P2	zoo	2,28	7,72	5,52	6,82	2,04	6,49
<i>Evolvulus gypsophiloides</i> Moric.	HNC	P	A3	P5	aut	1,66	2,69	2,01	2,75	1,13	2,33
<i>Jacquemontia montana</i> (Moric.) Meins	Tr	P	A4	P3	aut	0,08	0,14	0,00	0,00	0,17	0,19
CYPERACEAE											
<i>Bulbostylis conifera</i> (Kunth) CB. Clarke	Th	A	A2	P1	aut	0,21	0,48	0,10	0,26	0,02	0,13
<i>Eleocharis barrosii</i> Svenson	Th	A	A1	P1	aut	0,18	0,41	0,39	1,44	0,18	0,44
<i>Rhynchospora barbata</i> (Vahl) Kunth	HC	P	A4	P1	aut	9,75	6,48	5,55	5,05	12,50	6,24
<i>Rhynchospora</i> aff. <i>candida</i> (Nees) Boeck.	Th	A	A3	P1	aut	0,00	0,00	0,46	0,79	0,05	0,50
<i>Rhynchospora filiformis</i> Vahl	HC	P	A3	P1	aut	0,06	0,34	0,26	0,13	0,69	0,32
<i>Rhynchospora hirsuta</i> (Vahl) Vahl	Th	A	A3	P1	aut	0,90	1,59	0,29	0,92	0,35	0,57
<i>Rhynchospora riparia</i> (Nees) Boeck	HC	P	A3	P1	aut	3,73	4,69	3,71	4,00	3,13	4,60
<i>Rhynchospora rugosa</i> (Vahl) Galé*	HC	P	A5	P1	aut	0,58	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhynchospora tenella</i> (Nees) Boeck.	Th	A	A3	P1	aut	0,00	0,00	1,32	1,51	0,12	0,44
<i>Rhynchospora tenerrima</i> Nees ex Spreng.	Th	A	A3	P1	aut	0,00	0,00	0,08	0,39	0,12	0,95
<i>Scleria leptostachya</i> Kunth	HNC	P	A3	P1	aut	1,68	2,28	1,45	1,83	1,00	1,45

Tabela 1. (Continua).

Família/espécie	FV	HV	Alt	FI	SD	2007		2009		2011	
						CR	FR	CR	FR	CR	FR
<i>Scleria reticularis</i> Michx. ex Willd.	HNC	P	A4	P1	aut	1,82	0,83	1,57	3,15	0,99	1,89
DROSERACEAE											
<i>Drosera sessilifolia</i> A. St.-Hil.	Th	A	A2	P5	ane	0,50	3,24	0,49	2,56	0,54	2,21
ERIOCAULACEAE											
<i>Paepalanthus manicatus</i> V.A.Pouls ex Malme.	Th	A	A1	P1	ane	0,25	1,66	0,61	3,15	0,82	4,16
<i>Syngonanthus</i> cf. <i>gracilis</i> (Bong.) Ruhland*	Th	A	A1	P1	ane	0,05	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Syngonanthus</i> cf. <i>nitens</i> (Bong.) Ruhland	Th	A	A2	P1	ane	0,18	0,83	0,27	1,31	0,09	0,57
<i>Syngonanthus</i> sp.	Th	A	A1	P1	ane	0,45	1,79	0,76	2,36	0,004	0,06
EUPHORBIACEAE											
<i>Croton pedicellatus</i> Kunth.	Ch	P	A2	P2	aut	0,82	1,66	0,46	0,79	0,48	0,57
FABACEAE											
<i>Aeschynomene americana</i> L.	HNC	P	A5	P3	aut	0,07	0,21	0,02	0,07	0,05	0,06
<i>Chamaecrista desvauxii</i> var. <i>chapadicola</i> H.S.Irwin & Barneby	Ch	P	A4	P3	aut	1,04	1,45	2,23	1,25	1,65	1,26
<i>Chamaecrista diphylla</i> (L.) Greene	Ch	P	A2	P3	aut	0,45	0,83	0,53	1,31	0,33	1,32
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene var. <i>flexuosa</i>	Ch	P	A5	P3	aut	0,82	0,69	1,36	0,59	0,07	0,13
<i>Chamaecrista linearis</i> var. <i>modesta</i> (H.S.Irwin & Barneby) Fernandes & Nunes	Ch	P	A3	P3	aut	0,04	0,14	0,004	0,07	0,05	0,32
<i>Mimosa hypoglauca</i> Mart.	Ch	P	A3	P5	zoo	2,44	3,31	2,68	3,28	1,80	2,65
<i>Mimosa somnians</i> Humb. & Bonpl. ex Willd	Ch	P	A5	P5	zoo	0,21	0,41	0,39	0,59	0,61	0,95
<i>Stylosanthes angustifolia</i> Vogel	HNC	P	A3	P3	aut	2,08	5,24	2,09	4,85	1,45	4,60
GENTIANACEAE											
<i>Curtia tenella</i> (Mart.) Cham.	Th	A	A3	P2	zoo	0,04	0,55	0,06	0,52	0,19	1,07
<i>Curtia tenuifolia</i> (Aubl.) Knobl.	Th	A	A3	P5	zoo	0,06	0,48	0,00	0,00	0,03	0,13

Tabela 1. (Continua).

Família/espécie	FV	HV	Alt	Fl	SD	2007		2009		2011	
						CR	FR	CR	FR	CR	FR
<i>Schultesia benthamiana</i> Klotzsch ex Griseb. [#]	Th	A	A2	P3	aut	0,00	0,00	0,02	0,13	0,00	0,00
<i>Schultesia pohliana</i> Progel	Th	A	A2	P5	aut	0,00	0,00	0,04	0,20	0,01	0,19
KRAMERIACEAE											
<i>Krameria grandiflora</i> A.St.-Hil.	HNC	P	A1	P5	zoo	0,07	0,41	0,31	0,13	0,004	0,06
LAMIACEAE											
<i>Eriope</i> sp.	HNC	P	A3	P5	aut	0,97	1,79	0,54	1,44	0,71	1,83
<i>Hyptis atrorubens</i> Poit.	HNC	P	A4	P2	aut	0,33	0,90	0,04	0,26	0,14	0,57
<i>Hyptis crenata</i> Pohl & Benth.	Ch	P	A3	P4	aut	0,23	0,41	0,12	0,52	0,42	0,44
<i>Marsypianthes</i> sp.+	HNC	P	A2	P5	Aut	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,19
LENTIBULARIACEAE											
<i>Utricularia amethystina</i> Salzm. ex A. St.-Hil. & Girard [#]	Th	A	A2	P5	ane	0,00	0,00	0,12	0,52	0,00	0,00
<i>Utricularia cucullata</i> A.St.-Hil. & Girard	Th	A	A1	P5	ane	0,00	0,00	0,02	0,26	0,01	0,13
<i>Utricularia simulans</i> Pilg.	Th	A	A2	P3	ane	0,02	0,14	0,05	0,33	0,06	0,44
<i>Utricularia subulata</i> L.	Th	A	A2	P3	ane	0,24	0,76	0,94	2,49	0,05	0,44
LYCOPODIACEAE											
<i>Lycopodiella alopecuroides</i> (L.) Cranfill+	Th	A	A3	-	ane	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,06
LYTHRACEAE											
<i>Cuphea laricoides</i> Koehne	Ch	P	A3	P2	aut	0,14	0,14	0,01	0,07	0,21	0,19
MALVACEAE											
<i>Sida linifolia</i> Cav.	HNC	P	A4	P2	aut	0,01	0,21	0,02	0,13	0,01	0,06
<i>Sida</i> sp.+	HNC	P	A4	P3	aut	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,19
<i>Sida viarum</i> A. St.-Hil.	HNC	P	A2	P5	aut	0,01	0,07	0,06	0,52	0,04	0,38
MELASTOMATACEAE											
<i>Acisanthera bivalvis</i> (Aubl.) Cogn.	HNC	P	A3	P5	zoo	0,26	1,45	0,30	0,98	0,96	1,39

Tabela 1. (Continua).

Família/espécie	FV	HV	Alt	Fl	SD	2007		2009		2011	
						CR	FR	CR	FR	CR	FR
<i>Acisanthera fluitans</i> Cogn	Th	A	A2	P2	zoo	0,15	0,48	0,01	0,13	0,15	0,82
<i>Desmoscelis villosa</i> (Aubl.) Naudin [#]	Ch	P	A4	P5	aut	0,00	0,00	0,004	0,07	0,00	0,00
<i>Pterolepis polygonoides</i> (DC.) Triana	HNC	P	A3	P5	aut	1,15	3,52	0,49	2,36	1,03	3,02
<i>Rhynchanthera grandiflora</i> (Aubl.) DC.	Ch	P	A5	P5	aut	7,37	2,28	7,04	2,49	10,51	3,02
OCHNACEAE											
<i>Sauvagesia erecta</i> L.	HNC	P	A3	P2	zoo	0,19	1,10	0,34	1,44	0,75	1,70
<i>Sauvagesia tenella</i> Lam.	Th	A	A1	P5	zoo	0,00	0,00	0,06	0,46	0,02	0,25
ORCHIDACEAE											
<i>Habenaria spathulifera</i> Cogn.	G	P	A3	P3	ane	0,04	0,14	0,03	0,13	0,00	0,00
<i>Habenaria sprucei</i> Cogn. [#]	G	P	A3	P6	ane	0,00	0,00	0,004	0,07	0,00	0,00
OROBANCHACEAE											
<i>Buchnera palustris</i> (Aubl.) Spreng.+	HNC	P	A3	P5	Aut	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,13
OXALIDACEAE											
<i>Oxalis divaricata</i> Mart. ex Zucc.	HNC	P	A3	P3	aut	0,03	0,34	0,01	0,07	0,03	0,06
PASSIFLORACEAE											
<i>Piriqueta plicata</i> Urb.	Ch	P	A3	P3	ane	0,07	0,41	0,06	0,33	0,05	0,13
<i>Turnera caerulea</i> DC.	HNC	P	A3	P2	aut	0,07	0,41	0,07	0,39	0,27	0,69
<i>Turnera oblongifolia</i> Cambess.	HNC	P	A3	P3	aut	0,21	0,76	0,41	0,59	0,43	0,82
PHYLLANTHACEAE											
<i>Phyllanthus</i> sp.	Th	A	A2	P6	ane	0,01	0,07	0,01	0,07	0,00	0,00
PLANTAGINACEAE											
<i>Bacopa angulata</i> (Benth.) Edwall	HNC	P	A3	P5	aut	0,004	0,07	0,03	0,33	0,004	0,06
<i>Bacopa</i> sp.+	Th	A	A2	P5	aut	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,32
<i>Tetraulacium veroniciforme</i> Turcz.	Th	A	A3	P6	aut	0,00	0,00	0,05	0,13	0,05	0,25

Tabela 1. (Continua).

Família/espécie	FV	HV	Alt	FI	SD	2007		2009		2011	
						CR	FR	CR	FR	CR	FR
POACEAE											
<i>Andropogon selloanus</i> (Hack.) Hack.	HC	P	A5	P1	ane	0,00	0,00	0,08	0,07	1,15	0,69
<i>Axonopus purpusii</i> (Mez) Chase	HC	P	A4	P1	zoo	2,09	0,62	3,78	1,11	1,05	0,82
<i>Mesosetum loliiforme</i> (Hochst. ex Steud.) Chase	HC	P	A4	P1	zoo	6,62	3,03	3,31	1,70	9,86	4,66
<i>Mesosetum</i> sp. nov.	HC	P	A4	P1	zoo	2,32	0,83	2,04	0,52	5,35	1,39
<i>Paspalum multicaule</i> Poir	Th	A	A2	P1	zoo	2,28	2,14	1,10	2,29	2,20	1,95
<i>Paspalum rojasii</i> Hack.	HC	P	A5	P1	zoo	0,00	0,00	0,33	0,20	0,16	0,13
<i>Sacciolepis vilvoides</i> (Trin.) Chase	Th	A	A5	P1	zoo	2,07	1,17	1,44	0,92	0,45	1,26
<i>Steirachne barbata</i> (Trin.) Renvoize	Th	A	A3	P1	zoo	4,29	4,83	4,36	4,13	4,66	3,91
<i>Trachypogon spicatus</i> (L. f.) Kuntze	HC	P	A5	P1	zoo	31,72	6,97	31,71	7,01	21,16	5,42
POLYGALACEAE											
<i>Polygala celosioides</i> Mart.	Th	A	A3	P2	zoo	0,07	0,34	0,03	0,13	0,00	0,00
<i>Polygala longicaulis</i> Kunth*	Th	A	A3	P5	zoo	0,004	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Polygala savannarum</i> Chodat [#]	Th	A	A2	P3	zoo	0,00	0,00	0,01	0,13	0,00	0,00
<i>Polygala sedoides</i> A. W. Benn*	Th	A	A1	P2	zoo	0,07	0,69	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Polygala subtilis</i> Kunth*	Th	A	A2	P2	zoo	0,03	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00
RUBIACEAE											
<i>Borreria densiflora</i> DC.*	HNC	P	A5	P2	aut	0,004	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Borreria scabiosoides</i> Cham. & Schltl.	HNC	P	A4	P2	aut	0,04	0,21	0,004	0,07	0,00	0,00
<i>Diodella apiculata</i> (Willd. ex Roen.& Schult.) Delprete	Th	A	A2	P5	aut	0,08	0,62	0,03	0,26	0,23	0,88
<i>Limnosipanea schomburgkii</i> Hook. f.	Th	A	A2	P2	zoo	0,12	1,03	0,37	1,31	0,09	0,76
<i>Staelia virgata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) K. Schum	HNC	P	A3	P2	aut	0,00	0,00	0,05	0,26	0,02	0,06
SELAGINELLACEAE											
<i>Selaginella</i> sp.+	Th	A	A1	-	ane	0,00	0,00	0,00	0,00	0,98	0,57

Tabela 1. (Continua).

Família/espécie	FV	HV	Alt	Fl	SD	2007		2009		2011	
						CR	FR	CR	FR	CR	FR
XYRIDACEAE											
<i>Xyris guianensis</i> Steudel	Th	A	A2	P3	aut	0,46	0,55	0,45	0,85	0,38	1,13
<i>Xyris jupicai</i> Rich	Th	A	A3	P3	aut	0,08	0,48	0,20	0,52	1,43	2,33
<i>Xyris paraensis</i> Poeppig ex Kunth	Th	A	A3	P3	aut	0,68	1,24	0,97	1,05	0,96	1,51
<i>Xyris savanensis</i> Miq.	Th	A	A3	P3	aut	0,65	3,38	1,40	4,00	1,47	4,47

* espécies amostradas apenas em 2007, # apenas em 2009 e + apenas em 2011; sombreado: cinco espécies com maior cobertura relativa.

Tabela 2. Riqueza e diversidade de seis áreas de campo limpo amostradas em três períodos no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí

	Área total	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4	Área 5	Área 6
Nº de espécies (2007)	71	35	29	34	32	24	28
Nº de espécies (2009)	79	43	31	32	34	31	31
Nº de espécies (2011)	76	43	35	34	31	28	27
Índice de Shannon (H') 2007	2,84	2,50	1,63	2,32	1,98	1,65	1,97
Índice de Shannon (H') 2009	2,98	2,70	1,87	2,52	1,75	1,79	2,37
Índice de Shannon (H') 2011	3,01	2,58	2,50	2,11	2,31	1,97	2,13
t de Hutcheson 2007 e 2009*	-7,39	-9,55	-7,05	-7,19	4,79	-2,94	-12,13
t de Hutcheson 2007 e 2011*	-11,77	-3,75	-25,65	8,09	-8,10	-7,09	-4,64
t de Hutcheson 2009 e 2011*	-3,60	5,56	-18,55	14,44	-12,34	-3,73	7,52
Equabilidade (J') 2007	0,67	0,70	0,48	0,66	0,57	0,52	0,60
Equabilidade (J') 2009	0,68	0,75	0,54	0,73	0,49	0,52	0,69
Equabilidade (J') 2011	0,69	0,69	0,70	0,60	0,67	0,59	0,64
<i>Jackknife</i> , 1ª ordem 2007	-	41,9	34,8	40,8	40,5	27,8	33,7
<i>Jackknife</i> , 2ª ordem 2007	-	48,6	38,6	43,7	46,9	28,8	38,2
<i>Jackknife</i> , 1ª ordem 2009	-	46,9	38,7	37,8	41,6	36,7	36,7
<i>Jackknife</i> , 2ª ordem 2009	-	45,1	43,5	40,7	45,4	37,8	41,2
<i>Jackknife</i> , 1ª ordem 2011	-	48,88	44,66	38,83	31,95	32,75	31,75
<i>Jackknife</i> , 2ª ordem 2011	-	48,05	53,09	38,99	28,58	32,98	34,54

* Todas as combinações dos valores entre as diversidades foram significativas.

Tabela 3. Características dos grupos funcionais produzidos pela análise de agrupamento para o conjunto de 23 atributos e 92 espécies amostradas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí

Grupos Funcionais	Nome abreviado	Número de espécies	Características
GF1	hemicriptófitos não cespitosos I	21	Plantas perenes; HNC (inclui a espécie <i>Trepadeira herbácea</i>); classes de altura $\geq A3$ e $\leq A5$; características florais variadas; dispersão: principalmente autocóricas.
GF2	hemicriptófitos não cespitosos II	6	Plantas perenes; HNC (inclui a espécie <i>Holoparasita</i>); classes de altura $\geq A1$ e $\leq A3$ (exceto <i>Elep hir</i>); as flores estão nas classes P2 e P5; dispersão: principalmente zoocóricas.
GF3	caméfitos	12	Plantas perenes; Ch; classes de altura $\geq A2$ e $\leq A5$; características florais variadas; dispersão: principalmente autocóricas.
GF4	hemicriptófitos cespitosos	10	Plantas perenes; HC; classes de altura $\geq A3$ e $\leq A5$; Apenas o grupo floral P1 (polinização pelo vento); dispersão: principalmente autocóricas e zoocóricas.
GF5	geófitos	2	Plantas perenes; G; apenas classe de altura A3; dispersão: anemocóricas.
GF6	terófitos I	24	Plantas anuais; Th; classes de altura $\geq A1$ e $\leq A3$; características florais variadas; dispersão: anemocórica, autocórica e zoocórica.
GF7	terófitos II	17	Plantas anuais; Th; $\geq A1$ e $\leq A5$; características florais variadas; dispersão: autocórica e zoocórica.

Capítulo 3

Efeitos do ambiente na estrutura da vegetação em campos limpos dominados por *Trachypogon* no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, Brasil³

Resumo

Campos dominados por *Trachypogon* são comuns nas savanas da região norte da América Tropical. O objetivo deste estudo foi avaliar a influência da autocorrelação espacial, bem como testar as relações ambiente-vegetação em áreas de campo limpo dominadas pela gramínea nativa *Trachypogon spicatus* (L. f.) Kuntze, no Parque Nacional de Sete Cidades, Brasil. A amostragem da vegetação foi realizada pelo método de interseção na linha em dois campos (denominados A e B). Foram investigados dados ambientais (química e física dos solos, umidade e cotas altimétricas) e espaciais (coordenadas geográficas nas linhas). Padrões da vegetação foram avaliados pelos índices de riqueza, diversidade e similaridade, além de análises de ordenação e regressões múltiplas. A partição de variância foi realizada para o primeiro eixo da análise NMDS (escalonamento multidimensional não métrico) por meio da matriz conectividade. Ao todo foram registrados 67 táxons, sendo 58 no campo A e 50 no B. A similaridade foi elevada entre as áreas, mas foram detectados grupos de espécies indicadoras em cada uma. A NMDS refletiu a diferença entre as áreas. Riqueza e cobertura não apresentaram estrutura espacial e exibiram fracas relações com as variáveis de solo capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação de bases (SB), respectivamente. O gradiente resumido pelo primeiro eixo da NMDS foi relacionado com a SB e Cobre (Cu), mas a decomposição da variação resultou apenas em 9,7% explicadas exclusivamente por essas variáveis. Os resultados sugerem que o ambiente funciona como um filtro fraco em escalas finas e nos solos mais homogêneos e, possivelmente, processos bióticos estariam influenciando a estrutura da vegetação na escala estudada.

Palavras-chave: autocorrelação espacial, Cerrado, variáveis edáficas, correlogramas

Introdução

As savanas cobrem grande parte da vegetação da América tropical e, originalmente, excediam área aproximada de 2,8 milhões de km² (Goedert et al. 2008). Grandes áreas no norte dessa região são reconhecidas pelo domínio de espécies de *Trachypogon*, e são

³ Elaborado de acordo com as normas de submissão para o periódico Plant Ecology

denominadas por alguns autores como savanas de *Trachypogon*, a exemplo, a regiões dos Llanos da Venezuela (San José e Farinas 1983; Sarmiento 1983). Algumas condições presentes no solo são determinantes para o estabelecimento dessas savanas, como elevado nível de acidez, baixa capacidade de troca catiônica e, sobretudo, camadas de crosta ferruginosa nos horizontes superficiais (San José e García-Miragaya 1979; San José e Farinas 1983). Esta última característica não foi relacionada às áreas de campos limpos localizadas no Parque Nacional de Sete Cidades (Piauí), embora estudos prévios tenham mostrado o domínio da espécie *Trachypogon spicatus* (L.f.) Kuntze em algumas áreas do Parque (Capítulo 1).

De modo geral, o solo é considerado como principal fator ecológico não apenas para determinar a ocorrência de savana, mas para a diferenciação de suas fisionomias. Dentre as causas primárias, estão o *status* nutricional e as características relacionadas à umidade disponível para as plantas, como a profundidade do lençol freático (Montgomery e Askew 1983; Sarmiento 1983). Um aspecto importante do solo para manutenção da diversidade está relacionado aos pulsos de inundação aperiódicos que podem causar mudanças consideráveis na composição florística nas fisionomias (Sarmiento et al. 2004). No Cerrado, a relação entre a heterogeneidade da vegetação e o solo foi discutida em trabalhos clássicos, como Alvim e Araújo (1952), Arens (1958), Goodland (1979), dentre outros. Entretanto, a estreita diferenciação das fisionomias em relação às características edáficas é considerada conflitante por alguns autores (Furley e Ratter 1988; Ruggiero et al. 2002; Amorim e Batalha 2007), ou seja; a associação da fertilidade do solo com a distinção das fisionomias no Cerrado, nem sempre é defendida.

Segundo Dantas e Batalha (2011), estudos realizados em escalas finas podem identificar aspectos do ambiente na determinação nas espécies no cerrado, dado que nessas escalas os efeitos do clima e a frequência do fogo são mais homogêneos. Esses autores encontraram relações, embora fracas, entre as propriedades nos solos e a distribuição de espécies lenhosas em uma área de cerrado no sudeste do Brasil. A estrutura nas comunidades campestres tropicais já foi associada aos teores de matéria orgânica, alumínio, argila, saturação de alumínio e fósforo (Amorim e Batalha 2006; Munhoz et al. 2008), ao passo que elevações na riqueza estiveram relacionadas ao aumento nos teores de alumínio e baixo pH em áreas do Parque Nacional das Emas, Goiás (Amorim e Batalha 2008). No Parque Nacional de Sete Cidades (ParnaSC), a separação de duas subcomunidades de campo limpo úmido ocorreu principalmente em função de gradientes de textura e fertilidade dos solos, aliadas as diferenças na umidade superficial entre as áreas (Capítulo 1).

Recentemente, atenção foi dada a influência da dinâmica espacial na determinação de padrões nas comunidades. Segundo Legendre (1993), tais padrões ainda constituem paradigmas na ecologia. No geral, pode ocorrer a autocorrelação espacial ocorre em todas as escalas espaciais de micrômetro a centenas de quilômetros (Dormann 2007). Neste caso, é possível prever, com base em dados já estimados de áreas próximas, os valores que os parâmetros como riqueza e composição em espécies podem assumir (Legendre 1993; Lichstein et al. 2002). John et al. (2007) afirmam que, em escalas locais, é difícil separar a importância do nicho e dos processos endógenos das populações, como a dispersão ou a competição, na distribuição das espécies. Um problema que pode ocorrer quando as variáveis são autocorrelacionadas é a violação do pressuposto da independência estatística nas análises, mesmo assim, poucos estudos, até o momento, têm incorporado a questão da autocorrelação espacial em escalas finas (Dormann et al. 2007).

Neste contexto, este estudo objetivou avaliar a influência da autocorrelação espacial, bem como as relações entre o ambiente e a vegetação em duas áreas de campo limpo dominadas pela espécie de gramínea *Trachypogon spicatus* (L. f.) Kuntze no Parque Nacional de Sete Cidades, nordeste do Brasil. Assumiu-se que as propriedades do solo desempenham papel importante na determinação da composição e estrutura das comunidades. Foram levantadas as seguintes questões: 1) Variações nas dominâncias de *Trachypogon spicatus* em campo limpo úmido no ParnaSC determinam variações na composição e estrutura das comunidades? 2) A riqueza, cobertura das espécies e estrutura dos campos são relacionadas com as características ambientais? 3) Ocorre autocorrelação espacial nesses descritores das comunidades?

Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no Parque Nacional de Sete Cidades (ParnaSC), situado no Estado do Piauí, região nordeste do Brasil (Fig. 1). O clima foi caracterizado como subúmido, megatérmico com grande deficiência hídrica no inverno e concentração de 30,3% da evapotranspiração potencial no trimestre setembro-outubro-novembro ($C_2w_2A'a'$; Thornthwaite e Mather 1955). A temperatura média anual e a precipitação, estimadas da série histórica de 32 anos, foi 27 °C e 1.650 mm, respectivamente (Capítulo 1). No ano do inventário, em 2009, as taxas de precipitação estiveram acima da média para a região devido ao fenômeno climático La Niña (CPTEC/INPE 2009a,b).

Os solos que predominam no ParnaSC são principalmente os Neossolos Quartzarênicos, além de Planossolos, Neossolos Litólicos, Latossolos, Plintossolos e Argissolos (IBDF 1979; Oliveira 2004). A vegetação foi caracterizada por tipos florestais, savânicos e campestres distribuídos em complexos mosaicos, e, a área ocupada pelo campo limpo representa 14,3% dos 6.221,48 ha total do ParnaSC (Oliveira et al. 2007).

Amostragem da vegetação

Duas áreas de campo limpo representativas da fisionomia campestre no ParnaSC e dominadas pela gramínea nativa *C₄ Trachypogon spicatus* (L. f.) Kuntze foram selecionadas neste trabalho. Os campos distam em linha reta aproximadamente 7,5 km e têm tamanhos similares, o primeiro (campo A) localizado na porção sudeste possui aproximadamente 17,0 ha, e o segundo (campo B), com 19,2 ha a noroeste do Parque. Através do método de interseção na linha proposto por Canfield (1941, 1950) foram instaladas de forma aleatória 15 linhas de 10 m em cada área (Fig. 1). Cada linha foi demarcada e subdividida com varetas de ferro em segmentos de 1 m, que representaram as subunidades amostrais (SuA) para a análise da estrutura da vegetação. Isto totalizou 150 SuA de 1 m inventariados em cada área.

Os espécimes coletados foram incluídos no acervo dos herbários da Universidade Federal do Piauí e Universidade de Brasília. As espécies foram classificadas em famílias de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (2009).

Amostragem dos dados ambientais

Próximo a região central das 30 linhas foi coletada uma amostra superficial simples de solo (0-20 cm). As análises químicas e texturais seguiram o protocolo da EMBRAPA (1997). Foram analisadas as seguintes variáveis: pH, teores de macro e micronutrientes, saturação de bases saturação de bases (SB), saturação de alumínio (SA), matéria orgânica (MO), capacidade de troca catiônica (CTC) e teores de argila, silte e areia. Outra variável, a umidade do solo foi medida em três pontos: 0, 5 e 10 m através do medidor Soil pH-Moisture Meter (Modelo PH-2500; Instrutherm, Brasil), e o valor médio encontrado na linha foi correlacionado com os dados de vegetação. Foram registradas ainda as coordenadas geográficas e a altitude do ponto inicial de cada linha com o auxílio de um GPS (Modelo Garmin MAP 60CSX).

Análise dos dados

Parâmetros da comunidade

Com base na ocorrência e projeção horizontal de cada espécie por SuA ao longo das linhas amostradas, foram calculados os seguintes parâmetros estruturais da vegetação: cobertura absoluta (CA), cobertura relativa (CR), frequência absoluta (FA) e frequência relativa (FR) pelas fórmulas de Kent e Coker (1992), adaptadas por Munhoz e Felfili (2006).

A diversidade florística nas duas áreas foi calculada pelo índice de diversidade de Shannon & Wiener na base e (H'), e pela equabilidade de Pielou (J') (Kent e Coker 1992) que utilizou os valores de cobertura para as espécies como medida de abundância. A comparação quanto à significância entre os valores de H' avaliada pelo teste- t de Hutcheson (Zar 1999). Para comparar o potencial de riqueza entre os dois campos foi utilizada a curva de rarefação de espécies observada pelo método Mao Tau (Colwell et al. 2004), com diferenças significativas determinadas pela análise dos intervalos de confiança (IC).

A similaridade entre as áreas foi verificada pelo índice de Sørensen modificado por Chao et al. (2005), o qual se baseia no conceito estatístico de cobertura de amostragem. Para avaliar se a similaridade foi maior dentro ou entre os campos foi utilizada a Análise de Variância de Similaridade (ANOSIM). Em adição, a Análise de Espécies Indicadoras (ISA) foi usada como ferramenta na determinação das preferências das espécies pelas duas áreas de campo (Dufrêne e Legendre 1997). A análise ISA permite avaliar o grau em que determinada espécie indica um grupo com base em sua constância (frequência) e distribuição de abundância, o produto desses dois descritores é multiplicado por 100 e chamado valor indicador ou VI (Peck 2010). A significância estatística dos VIs foi testada pela técnica de randomização de Monte Carlo (McCune e Grace 2002). Neste caso, foi utilizado o teste de permutação com 1000 aleatorizações e $p < 0,5$ de probabilidade. Um valor de probabilidade pequeno rejeita a hipótese nula de que o valor máximo de VI observado não é maior do que seria esperado pelo acaso, indicando, portanto, que a espécie em questão é mais abundante e constante naquele grupo do que seria esperado pelo acaso (Peck 2010).

Para visualizar a distribuição das linhas nos dois fragmentos de campo estudados foi empregada a ferramenta de ordenação livre, o Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) (Kruskal 1964; Clarke 1993), com as seguintes configurações: distância de Bray-Curtis, melhor solução em duas dimensões e critério para estabilização = 0,00001. As principais vantagens da NMDS são evitar o pressuposto da linearidade, ser mais adequada a conjunto de dados heterogêneos, além de permitir maior flexibilidade entre as medidas de distâncias (McCune e Grace 2002; Peck 2010). As espécies raras foram excluídas da análise,

sendo que o nível de corte adotado foi retirar, em cada área, aquelas que apresentaram frequência $\leq 5\%$.

As análises foram realizadas usando os programas Past versão 1.91 (Hammer et al. 2001) (teste-*t* de Hutcheson e ANOSIM), EstimateS versão 8.2 (Colwell 2006) (Chao-Sørensen e curvas de acumulação de espécies) e PCORD versão 6.0 (McCune e Mefford 2011) (ISA e NMDS).

Estrutura espacial e modelos de regressão múltipla

Inicialmente, a autocorrelação espacial nas variáveis resposta (riqueza em espécies, cobertura total nas linhas e primeiro eixo da NMDS) e variáveis explanatórias foram testadas através de correlogramas construídos com o coeficiente Moran's I (Moran 1950) com 999 aleatorizações. A significância da autocorrelação espacial foi calculada para 10 classes de distância (Giehl et al. 2011). Segundo Legendre e Legendre (1998), a decisão sobre o número de classes a ser utilizado é arbitrária e depende do usuário. Entretanto, isso não configura problema em muitos casos, uma vez que o objetivo da análise é descrever processos espaciais contínuos (Diniz-Filho et al. 2003). Em todas as análises, o nível de significância foi corrigido usando a correção sequencial de Bonferroni (Fortin e Dale 2005). A presença de autocorrelação espacial nas variáveis respostas e preditoras inflacionam o erro tipo I nos testes estatísticos tradicionais (Lennon 2000).

As variáveis de solo e as cotas altimétricas passaram por padronização pela média e desvio padrão para permitir comparação entre unidades de medida diferentes e, por isso, desuniformes (ter Braak e Smilauer 1998; Felfili et al. 2007). Devido à correlação presente em algumas destas variáveis foi utilizada a Análise de Componentes Principais (PCA) para redução dos dados e identificação das principais tendências ambientais. Com base nessa análise, o segundo eixo sintetizou as variáveis de textura (areia, silte e argila), magnésio e cálcio ($p \leq 0,001$) e o terceiro eixo sintetizou fósforo e cota ($p \leq 0,001$), e explicaram respectivamente, 17,7 e 14,2% da variância total dos dados. O primeiro eixo, apesar de explicar mais a variância (21,6%) e ser significativo do ponto de vista estatístico, não sintetizou variáveis redundantes suficientes para incluir o eixo como variável preditora nas análises de regressão, assim foram considerados apenas os eixos 2 e 3 (Fig. 2a,b). Em seguida, para cada variável resposta nova seleção de variáveis foi realizada através da correlação de Dutilleul (1993), e novamente foi testada a estrutura espacial dos resíduos.

Os modelos de regressões múltiplas foram selecionados usando como critério o menor valor corrigido de AIC (Akaike Information Criteria) que apresenta um balanço parcimonioso

entre força e complexidade do modelo (Rangel et al. 2010). Para assumir modelos diferentes para riqueza e cobertura, a correlação entre elas foi testada pelo teste de postos de Spearman. A análise da relação entre o gradiente formado pelos dois campos e as variáveis ambientais foi testada através dos escores do primeiro eixo da NMDS. Neste caso foi utilizada a matriz de conectividade de Griffith (2003) para a seleção de filtros e estimativas da partição de variância do modelo de regressão (Borcard e Legendre 1992). A idéia na matriz de conectividade é obter as distâncias a partir da conexão entre dois pontos, representados pelas unidades da amostra. O algoritmo usado na ligação dos pontos foi *Relative Neighbourhood*. Em todos os casos foi analisada a existência de estrutura espacial nos resíduos.

A maioria das análises foi processada pelo programa SAM versão 4.0 (Spatial Analysis in Macroecology), desenvolvido por Rangel et al. (2010) (correlogramas, correlação de Dutilleul e modelos de regressão múltipla), a PCA foi realizada no programa PCORD versão 6.0 (McCune e Mefford 2011) e o teste de postos de Spearman no programa Bioestat versão 5 (Ayres et al. 2007).

Resultados

Vegetação

Ao todo foram registrados 67 táxons nas 30 linhas utilizadas para amostragem da vegetação, sendo 58 no campo A e 50 no B. Dentre as 23 famílias encontradas, Cyperaceae, Fabaceae e Poaceae apresentaram o maior número de espécies (Tabela 1). O índice de diversidade H' variou significativamente entre as áreas ($t = 39,236$; $p < 0,001$), onde o campo B foi mais diverso ($H' = 2,69$ nats.cobertura⁻¹ e $J' = 0,68$) do que o campo A ($H' = 2,12$ nats.cobertura⁻¹ e $J' = 0,52$). Entretanto, para a riqueza não foram verificadas diferenças significativas pela análise dos ICs (Fig. 3).

A similaridade foi elevada (Chao-Sørensen = $0,886 \pm 0,090$), mas com variações maiores entre os grupos ($R = 0,2892$; $p = 0,0001$). *Trachypogon spicatus* (L.f.) Kuntze teve destaque nas duas áreas por suas taxas de cobertura, mas pela combinação de constância e cobertura foi indicadora apenas do campo A. Outro grupo de espécies teve valor indicador significativo para o campo B, com destaque para *Mesosetum* sp., uma possível espécie nova, segundo a Dra. Regina Célia de Oliveira (comunicação pessoal) (Tabela 2). De modo geral, mesmo com semelhanças em alguns descritores da comunidade, as distâncias entre as unidades da amostra no espaço de ordenação do primeiro eixo da NMDS (stress = 21,9; $p = 0,004$) separaram as duas áreas de campo amostradas, o primeiro grupo mais homogêneo a

esquerda incluiu o campo A e o segundo a direita reuniu as unidades do campo B. O segundo eixo (stress = 13,0; $p = 0,004$) refletiu as principalmente diferenças dentro das áreas (Fig. 4).

Solos

Pela análise das variáveis químicas, os solos dos dois campos limpos foram caracterizados como fortemente ácidos ($\text{pH} \leq 4,5$), distróficos (Saturação de Bases $\leq 15,9\%$) e com elevados níveis de saturação de alumínio (SA até 64,52%). Foram registrados baixos valores de cálcio, magnésio, potássio e CTC. Portanto, são solos com baixa fertilidade. A disponibilidade de micronutrientes foi semelhante entre os campos, onde o ferro apresentou valores mais elevados (até 56,20 mg.dm^{-3}). A textura arenosa predominou e foi dividida em duas classes, areia franca (70%) e areia (30%). A umidade média por linha variou no campo A de 24,0 a 64,0% e no campo B de 10,67 a 76,67%. As linhas mais úmidas foram em ordem decrescente: B8, B4, A7, B15, A1 e B12 (Tabela 3).

A PCA resumiu as principais tendências da distribuição das linhas no campo em três eixos interpretáveis ($p \leq 0,05$). O primeiro eixo foi relacionado principalmente com o gradiente de fertilidade do solo, enquanto o segundo eixo com a textura, cálcio e magnésio. O terceiro eixo apresentou correlação mais forte com as variáveis cotas altimétricas e fósforo, além de areia e silte (Fig. 2). Os dois últimos eixos foram usados para resumir parte das variáveis nas análises de regressões múltiplas.

Análises de regressão

Os resíduos das análises de regressões múltiplas entre os descritores absolutos por linha, riqueza e cobertura, com as variáveis preditoras não apresentaram estrutura espacial pelos correlogramas de Moran's I (Fig. 5a). Dessa forma, os modelos foram escolhidos diretamente pelo menor valor de ΔAIC . A riqueza de espécies mostrou relação fraca, mas significativa com a capacidade de troca catiônica ($R^2 = 0,14$; $p = 0,04$). Entretanto, para cobertura total das espécies o modelo escolhido incluiu a saturação de bases, embora essa relação não tenha sido significativa ($R^2 = 0,07$; $p = 0,13$). Os resíduos dos modelos finais também não apresentaram estrutura espacial (Fig. 5b). As variáveis riqueza e cobertura não foram correlacionadas (Spearman = 0,33; $p = 0,07$).

Quando a análise de regressão foi realizada para os escores do primeiro eixo da NMDS os resíduos apresentaram significância em várias classes do correlograma (Fig. 5a). Neste caso, foram criados três filtros pela matriz de conectividade de Griffith e adicionados para retirar a estrutura espacial do modelo final que incluiu além dos filtros, duas variáveis

ambientais, saturação de bases e cobre ($R^2 = 0,643$; $p < 0,001$) (Fig. 5b). A decomposição da variação do eixo de ordenação foi de 9,7%, explicados exclusivamente pelas variáveis de solo, a combinação de espaço e variáveis ambientais foi responsável por 6,3%, a maior parte da variação do modelo foi explicada pelo espaço sozinho com 47,3%, restando 36,6% que permaneceu não explicada pelo modelo proposto.

Discussão

Nas savanas, a fisionomia, a fenologia e os modelos de utilização de recursos são resultado de complexas interações biológico-ambiental (Medina e Silva 1990). No geral, os fatores que regem todos os campos úmidos, tropicais ou temperados são a disponibilidade de nutrientes, a hidrologia local e os regimes de corte nas áreas sujeitas à intervenção antrópica (Káplová e Edwards 2011). Entretanto, um paradigma atual é incluir a influência do espaço na explicação dos padrões das comunidades vegetais (Legendre 1993).

No ParnaSC, os dois campos estudados exibiram solos ácidos e com baixa fertilidade, como esperado para áreas campestres do Cerrado (Guimarães et al. 2002; Amorim e Batalha 2006, 2007; Munhoz et al. 2008; Capítulo 1). Tais características, aliadas aos altos teores de alumínio trocáveis são fatores que determinam o estabelecimento do gênero *Trachypogon* nas savanas americanas (Allem e Valls 1987). Apresentaram ainda diferenças de cotas altimétricas, de cerca de 60m, além de pequenas variações em alguns descritores do solo que podem ter influenciado, ao menos em parte, a distribuição da riqueza e composição em espécies. Por outro lado, os diagramas de ordenação da PCA e NMDS mostraram modelos diferentes na distribuição das unidades amostrais no espaço de ordenação dessas análises, e geraram evidências adicionais da influência edáfica apenas parcial na distribuição de abundância das espécies. A NMDS refletiu a separação das áreas, por distinguir os campos A e B. Segundo Costa et al. (2008), tal análise realizada com base em dados quantitativos, como os usados neste trabalho, reduz principalmente a abundância das espécies dominantes. Embora a similaridade de Chao-Sørensen tenha sido elevada, outro ponto que reforça as diferenças entre as áreas é a separação de grupos de espécies indicadoras para cada uma.

Os modelos de regressões múltiplas mostraram que as variáveis riqueza em espécies e cobertura total das unidades amostrais foram fracamente influenciadas pelo solo, onde essa relação foi significativa apenas para a primeira variável resposta. Nos dois casos, foi observada ausência de estrutura espacial nos resíduos dessas análises. Dantas e Batalha (2011), em escalas finas em uma área de cerrado no sudeste do Brasil, indicaram que mesmo o solo não sendo o principal fator causador da variação dos descritores da comunidade

lenhosa, existe relação fraca com a composição florística, riqueza e abundância total. Em escalas mais amplas, como por exemplo, na determinação de mais de um tipo fisionômico no Cerrado, nem sempre é possível estabelecer uma relação direta com o solo (Furley e Ratter 1988; Ruggiero et al. 2002; Amorim e Batalha 2007).

Quando a análise de regressão foi realizada para o primeiro eixo da NMDS, os resíduos foram estruturados, mas a inclusão de filtros no modelo final corrigiu a autocorrelação espacial e mostrou a influência da saturação de bases e cobre na distribuição de abundância das espécies. Entretanto, as duas variáveis explanatórias foram responsáveis apenas por 9,3% da variação total. A maior parte da variação ocorreu em função do espaço, bem como por eventos estocásticos ou ainda por variáveis que não foram mensuradas nesta análise. Estudos prévios mostram a importância de fatores bióticos, a exemplo da dispersão, para explicar a diversidade em escalas finas, ao passo que em escalas mais amplas a heterogeneidade do ambiente parece ser a principal causa (Laliberté et al. 2009; Yuan et al. 2011).

A seleção das variáveis CTC na determinação da riqueza em espécies, saturação de bases e cobre na abundância total e primeiro eixo da NMDS foi um resultado interessante, porque mesmo com a baixa fertilidade relacionada às áreas de estudo, os dois primeiros parâmetros estão ligados diretamente com a fertilidade, enquanto a CTC reflete a quantidade de cátions que o solo pode adsorver, a SB mede a proporção da CTC que é suprida por bases trocáveis (cálcio, magnésio e potássio) (Prado 2008). O cobre, por sua vez, está ligado ao processo de fotossíntese através do transporte de elétrons, além de sua disponibilidade de favorecer a fixação de nitrogênio (Cunha 2010). Trabalhos realizados em áreas de campo úmido do Brasil central indicaram que a estrutura da vegetação esteve relacionada principalmente com a matéria orgânica (Amorim e Batalha 2007; Munhoz et al. 2008), possivelmente pela condição de alagamento dessas áreas (Gopal e Masing 1990; Crawley 1997), mas o alumínio, a saturação de alumínio, o fósforo e a argila também influenciaram nos padrões encontrados nessas áreas.

Segundo Gilbert e Lechowicz (2004), grupos filogenéticos de plantas podem ser afetados de forma diferente pelos gradientes ambientais. Os autores observaram que plântulas de plantas vasculares em floresta temperada tiveram seus nichos de ocupação influenciados por nitratos, enquanto a família Poaceae foi influenciada diretamente pelo fósforo. No campo úmido, teores de fósforo mais elevados não favorecem o registro de espécies de Fabaceae (Amorim e Batalha 2007; Capítulo 1). Tais diferenças entre os grupos filogenéticos podem refletir principalmente limitações evolutivas (Gilbert e Lechowicz 2004). A influência das

características ambientais pode também ser limitada em função do excesso de outras variáveis edáficas, por exemplo, no Parque Nacional das Emas o excesso de alumínio limitou o fornecimento de nutrientes, e mostrou correlação positiva com o aumento do número de espécies (Amorim e Batalha 2008).

Após retirar a fração da diversidade explicada pelo ambiente, o que permanece não explicado nas análises partição de variância pode ser atribuído a fatores randômicos e/ou bióticos, tais fatores têm recentemente recebido mais atenção para explicar padrões ecológicos (Gazol e Ibáñez 2010). Nos campos do ParnaSC foi detectado que somente o espaço e a fração não explicada no modelo de regressão tiveram maior influência na distribuição de espécies, ao passo que as variáveis ambientais explicaram a baixa fração da variância. Isso poderia indicar, por exemplo, maior importância dos processos bióticos para explicar a estrutura da vegetação na escala estudada, como os efeitos da dispersão ou propagação vegetativa das espécies com forma de vida entouceiradas. Estas evidências podem apoiar em parte as idéias de Hubbell (2001) da importância dos modelos neutros de biodiversidade. Entretanto, Gilbert e Bennett (2010) alertam que as análises de partição de variância, através de métodos estatísticos multivariados, são análises novas e estão em pleno desenvolvimento para melhorar sua precisão. Os autores sugerem ainda que tais análises sejam usadas como ferramentas exploratórias no desenvolvimento de hipóteses acerca dos determinantes espaciais e ambientais de distribuição de espécies.

A baixa variação nos fatores ambientais na escala de estudo, refletida na similaridade de alguns descritores da vegetação entre áreas A e B, pode indicar que o solo funciona como filtro fraco em escalas finas e solos mais homogêneos. Trata-se de padrão semelhante ao encontrado por Dantas e Batalha (2011) para o componente lenhoso de uma fisionomia do Cerrado, no qual o solo não representou o principal fator causador da variação encontrada na comunidade. O campo A registrou menor diversidade de espécies, além da maior dominância de *Trachypogon spicatus* (L. f.) Kuntze, onde a cobertura desta espécie foi similar a soma da cobertura relativa das três espécies mais comuns no campo B. Possivelmente as estratégias de dispersão e ocupação do espaço de *Trachypogon spicatus* podem ter contribuído para tal padrão, uma vez que os solos dos dois campos são semelhantes do ponto de vista químico, característica determinante segundo Allen e Valls (1987), para o estabelecimento do gênero.

Agradecimentos

À Professora Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*) pela valiosa ajuda no início deste trabalho; à chefe do ParnaSC, Karlla Celma Gomes e demais funcionários do ParnaSC e Instituto Chico

Mendes em Teresina/PI pelo apoio no trabalho de campo; à FAPEPI pela bolsa concedida para a primeira autora; ao PELD site 10; aos especialistas das diversas famílias que contribuíram na identificação do material botânico, à Jéssica Viana e Larissa Vieira pela contribuição nos trabalhos de campo.

Referências

- Allem AC, Valls JFM (1987) Recursos forrageiros nativos do Pantanal mato-grossense. Embrapa Cenargen, Brasília
- Alvim PT, Araújo WA (1952) El suelo como factor ecológico en el desarrollo de la vegetación en el centro-oeste del Brasil. Turrialba 2:153-160
- Amorim PK, Batalha MA (2006) Soil characteristic of a hyperseasonal cerrado compared to a seasonal cerrado and a floodplain grassland: implications for plant community structure. Braz J Biol 66:661-670
- Amorim PK, Batalha MA (2007) Soil-vegetation relationships in hyperseasonal cerrado, seasonal cerrado, and wet grassland in Emas National Park (central Brazil). Acta Oecol 32:319-327. doi:10.1016/j.actao.2007.06.003
- Amorim PK, Batalha MA (2008) Soil chemical factors and grassland species density in Emas National Park (central Brazil). Braz J Biol 68:279-285
- Angiosperm Phylogeny Group (APG) (2009) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Bot J Linn Soc 161:105-121
- Arens K (1958) O cerrado como vegetação oligotrófica. Bol Fac Fil Ciênc Ltr, Universidade de São Paulo 15:59-77
- Ayres M, Ayres JrM, Ayres DL, Santos AAS (2007) BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das Ciências Biomédicas. Sociedade Civil Mamirauá, Belém
- Borcard D, Legendre P, Drapeau P (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. Ecology 73:1042-1055
- Canfield R (1941) Application of line interception in sampling range vegetation. J Forest 39:388-394
- Canfield R (1950) Sampling range by the line interception method. Southwestern Forest and Range Experiment Station
- Chao A, Chazdon RL, Colwell RK, Shein TJ (2005) A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. Ecol Lett 8:148–159. doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00707.x

- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust J Ecol* 18:117-143.
- Colwell RK, Mao CX, Chang J (2004) Incidence based species accumulation curves. *Ecology* 85:2717-2727
- Colwell RK 2006. EstimateS: Statistic estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. Persistent <[purl.ocicorg/estimates](http://purl.ocic.org/estimates)>
- Costa, FRC, Guillaumet JL, Lima AP, Pereira OS (2008) Gradients within gradients: The mesoscale distribution patterns of palms in a central Amazonian forest. *J Veg Sci* 20:1-10. doi: 10.3170/2008-8-18478
- CPTEC/INPE. (2009a) Fenômeno La Niña atinge sua fase madura. Infoclima: Boletim de informações climáticas. <http://infoclima1.cptec.inpe.br/>. Acesso 18 fevereiro 2012
- CPTEC/INPE. (2009b) Estabelecida uma situação de transição entre o episódio La Niña e um possível El Niño. Infoclima: Boletim de informações climáticas. <http://infoclima1.cptec.inpe.br/>. Acesso 18 fevereiro 2012
- Crawley MJ (1997) The structure of plant communities. *Plant ecology*. 2ed. Blackwell, Oxford
- Cunha MCL (2010) Comunidades de árvores e o ambiente na floresta estacional semidecidual montana do Pico do Jabre, PB. Tese, Universidade de Brasília
- Dantas VL, Batalha MA (2011) Vegetation structure: Fine scale relationships with soil in a cerrado site. *Flora* 206:341-346. doi: 10.1016/j.flora.2010.11.003
- Diniz-Filho JAF, Bini LM, Hawkins BA (2003) Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecol. Biogeogr.* 12:53–64
- Dormann CF (2007) Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecol. Biogeogr.* 16:129–138. doi: 10.1111/j.1466-8238.2006.00279.x
- Dormann CF, McPherson JM, Araújo MB, et al. (2007) Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis. *Ecogr* 30:609-628. doi: 10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x
- Dufrêne M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67:345-366
- Dutilleul P (1993) Modifying the t-test for assessing the correlation between two spatial processes. *Biometrics* 49:305-314
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1997) Manual de Método de Análise de Solo, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro

- Felfili JM, Carvalho FA, Libano AM, Venturoli F, Pereira BAS (2007) Análise multivariada em estudos de vegetação. Universidade de Brasília, Brasília
- Fortin MJ, Dale M (2005) Spatial analysis: a guide for ecologists. Cambridge University Press, Cambridge
- Furley PA, Ratter JA (1988) Soil resources and plant communities of the Central Brazilian cerrado and their development. *J Biog* 15:97-108
- Gazol A, Ibáñez R (2010) Variation of plant diversity in a temperate unmanaged forest in northern Spain: behind the environmental and spatial explanation. *Plant Ecol* 207:1-11. doi: 10.1007/s11258-009-9649-5
- Giehl ELH, Budke JC, Oliveira-Filho AT, Jarenkow JA (2011) Variações florísticas e relação com variáveis geográficas e climáticas em florestas ribeirinhas do sudeste da América do Sul. In: Felfili JM, Eisenlohr PV, Melo MMRF, Andrade LA, Meira Neto JAA (eds) *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso*, vol I. Editora UFV, Viçosa, pp 504-519
- Gilbert B, Bennett JR (2010) Partitioning variation in ecological communities: do the numbers add up? *J Appl Ecol* 47: 1071–1082. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01861.x
- Gilbert B, Lechowicz MJ (2004) Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. *Proc Natl Acad Sci* 101:7651-7656
- Goedert WJ, Wagner E, Barcellos AO (2008) Savanas tropicais: dimensão, histórico e perspectivas. In.: Faleiro FG, Neto ALF (eds) *Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio da sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Embrapa, Brasília, pp. 49-76
- Goodland R (1979) Análise ecológica da vegetação do cerrado. In: Goodland R, Ferri MG (eds) *Ecologia do cerrado*. EDUSP, São Paulo, pp 61-174
- Gopal B, Masing V (1990) Biology and ecology. In: Patten BC (ed) *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies*. SPB Academic Publishing, The Hague, pp 91–239
- Griffith DA (2003) *Spatial Autocorrelation and Spatial Filtering: Gaining Understanding Through Theory and Visualization*. Springer-Verlag, New York
- Guimarães AJM, Araújo GM, Oliveira AA, Corrêa GF (2002) Estrutura fitossociológica de uma área natural e antropizada de uma vereda de Uberlândia, MG. *Acta Bot Bras* 16:317-329
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol Electron* 4:1-99
- Hubbell SP (2001) *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton
- IBDF - Instituto Brasileiro de Desenvolvimento (1979) *Plano de Manejo: Parque Nacional de Sete Cidades*. Brasília, M.A/Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN)

- John R, Dalling JW, Harms KE et al. (2007) Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proc Natl Acad Sci* 104:864-869
- Káplová M, Edwards KR (2011) The effect of nutrient level on plant structure and production in a wet grassland: a field study. *Plant Ecol* 212:809–819. doi: 10.1007/s11258-010-9865-z
- Kent M, Coker P. (1992) *Vegetation description and analysis; a practical Approach*. Belhaven Press, London
- Kruskal JB (1964) Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29:1-27
- Laliberté E, Paquette A, Legendre P (2009) Assessing the scale-specific importance of niches and other spatial processes on beta diversity: a case study from a temperate forest. *Oecologia* 159:377-388. doi: 10.1007/s00442-008-1214-8
- Legendre P (1993) Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology* 74:1659-1673
- Legendre P, Legendre L (1998) *Numerical ecology*. Elsevier Science BV, Amsterdam
- Lennon JJ (2000) Red-shifts and red herrings in geographical ecology. *Ecograph* 23: 101-113
- McCune B, Grace JB (2002) *Analysis of Ecological Communities*. Glenden Beach, Oregon
- Lichstein JW, Simons TR, Shiner SA, Franzreb KE (2002) Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecol Monogr* 72:445-463.
- McCune B, Mefford MJ (2011) *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 6.0. MjM Software, Glenden Beach, Oregon
- Medina E, Silva JF (1990) Savannas of Northern South America: A Steady State Regulated by Water-Fire Interactions on a Background of Low Nutrient. *J Biogeogr* 17:403-413
- Montgomery RF, Askew GP (1983) Soils of tropical savannas. In: Bourlière F (ed) *Ecosystems of the world – tropical savannas*. Elsevier, Berlin, pp 63-78
- Morran PAP (1950) Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 37:17–23
- Munhoz CBR, Felfili JM (2006) Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Bot Bras* 20:671-685
- Munhoz CBR, Felfili JM, Rodrigues C (2008) Species-environment relationship in the herb-subshrub layer of a moist Savanna site, Federal District, Brazil. *Braz J Biol* 68:25-35.
- Oliveira MEA (2004) Mapeamento, florística e estrutura da transição campo-floresta na vegetação (cerrado) do Parque Nacional de Sete Cidades, nordeste do Brasil. Tese, Universidade Estadual de Campinas
- Oliveira MEA, Martins FR, Castro AAJF, Santos JR (2007) Classes de cobertura vegetal do Parque Nacional de Sete Cidades (transição campo-floresta) utilizando imagens TM/Landsat,

- NE do Brasil. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, vol. 13, pp. 1775-1783
- Peck JE (2010) Multivariate analysis for community ecologists: step-by-step using PCORD. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon
- Prado RM (2008) Nutrição de plantas. Editora UNESP, São Paulo
- Rangel TF, Diniz-Filho JAF, Bini LM (2010) SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* 33:46-50. doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.06299.x
- Ruggiero PGC, Batalha MA, Pivello VR, Meirelles ST (2002) Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. *Plant Ecol* 160:1-16.
- San José JJ, Farinas MR (1983) Changes in Tree Density and Species Composition in a Protected *Trachypogon* Savanna, Venezuela. *Ecology* 64:447-453
- San José JJ, García-Miragaya J (1979) Contenido de nutrientes en el suelo 121 fitomasa de comunidades de la sabana de *Trachypogon*. Calabozo. Venezuela. *Bol Soc Ven Cienc Nat* 136:113-122
- Sarmiento G (1983) The savannas of Tropical America. In: Bourlière F (ed) *Ecosystems of the world – tropical savannas*. Elsevier, Berlin, pp 245-288
- Sarmiento G, Pinillos M, Silva MP, Acevedo D (2004) Effects of soil water regime and grazing on vegetation diversity and production in a hyperseasonal savanna in the Apure Llanos, Venezuela. *J Trop Ecol* 20:209–220. doi: 10.1017/S0266467403001299
- ter Braak CJF, Smilauer P (1998) *CANOCO Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination, version 4.5* Microcomputer Power. Ithaca, New York
- Thornthwaite CW, Mather JR (1955) *The water balance*. Publications in Climatology, 8. Drexel Institute of Technology, Centerton, New Jersey
- Yuan Z, Gazol A, Wang X et al. (2011) Scale specific determinants of tree diversity in an old growth temperate forest in China. *Basic Appl Ecol* 12:488–495. doi:10.1016/j.baae.2011.07.008
- Zar JH (1999) *Biostatistical analysis*. 4ed. Prentice-Hall, New Jersey

Tabela 1. Espécies amostradas em ordem alfabética de famílias nas duas áreas de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. CR = Cobertura Relativa, FR = Frequência Relativa.

Família/Espécie	Campo A		Campo B	
	CR	FR	CR	FR
ASTERACEAE				
<i>Aspilia attenuata</i> (Gardn.) Baker	0,290	0,172	-	-
<i>Elephantopus hirtiflorus</i> DC.	1,798	3,525	1,516	1,635
BURMANNIACEAE				
<i>Burmannia capitata</i> (Walter ex J.F. Gmel.) Mart.	0,097	1,118	0,116	1,208
CONVOLVULACEAE				
<i>Cuscuta partita</i> Choisy	5,757	5,761	5,886	6,894
<i>Evolvulus gypsophiloides</i> Moric.	0,442	1,978	5,685	4,051
<i>Jacquemontia montana</i> (Moric.) Meins	0,207	0,774	-	-
CYPERACEAE				
<i>Bulbostylis conifera</i> (Kunth) CB. Clarke	0,060	0,172	0,544	1,137
<i>Eleocharis barrosii</i> Svenson	0,138	0,430	0,121	0,426
<i>Rhynchospora barbata</i> (Vahl) Kunth	14,238	10,060	10,695	6,539
<i>Rhynchospora filiformis</i> Vahl	0,161	0,086	-	-
<i>Rhynchospora hirsuta</i> (Vahl) Vahl	-	-	0,156	0,355
<i>Rhynchospora riparia</i> (Nees) Boeck	5,103	6,449	6,032	5,402
<i>Rhynchospora tenella</i> (Nees) Boeck.	0,714	0,774	1,858	2,488
<i>Rhynchospora tenerrima</i> Nees ex Spreng.	4,563	3,009	-	-
<i>Scleria reticularis</i> Michx. ex Willd.	2,572	3,611	0,675	1,635
DROSERACEAE				
<i>Drosera sessilifolia</i> A. St.-Hil.	0,134	1,462	0,347	2,416
ERIOCAULACEAE				
<i>Paepalanthus manicatus</i> V.A.Pouls ex Malme	0,876	5,245	0,257	2,416
<i>Syngonanthus</i> cf. <i>nitens</i> (Bong.) Ruhland	0,793	3,095	0,050	0,498
<i>Syngonanthus</i> sp.	0,401	0,774	1,002	4,335
EUPHORBIACEAE				
<i>Croton pedicellatus</i> Kunth.	0,028	0,344	0,448	0,569
FABACEAE				
<i>Aeschynomene americana</i> L.	0,018	0,086	-	-
<i>Aeschynomene brasiliiana</i> (Poir.) DC.	0,074	0,344	0,257	0,284
<i>Chamaecrista desvauxii</i> var. <i>chapadicola</i> H.S.Irwin & Barneby	0,857	2,064	0,413	0,711
<i>Chamaecrista diphylla</i> (L.) Greene	0,041	0,258	0,272	0,640
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene var. <i>flexuosa</i>	0,350	0,602	0,166	0,498
<i>Chamaecrista hispidula</i> (Vahl) H.S.Irwin & Barneby	0,281	1,204	-	-
<i>Mimosa hypoglauca</i> Mart.	0,733	1,548	1,727	3,198
<i>Stylosanthes angustifolia</i> Vogel	1,106	3,439	3,187	5,473
<i>Stylosanthes</i> sp.	0,138	0,172	-	-

Família/Espécie	Campo A		Campo B	
	CR	FR	CR	FR
GENTIANACEAE				
<i>Curtia tenella</i> (Mart.) Cham.	0,069	1,204	0,242	1,635
<i>Schultesia benthamiana</i> Klotzsch ex Griseb.	-	-	0,025	0,142
<i>Schultesia pohliana</i> Progel	-	-	0,050	0,284
KRAMERIACEAE				
<i>Krameria grandiflora</i> A.St.-Hil.	0,442	0,430	-	-
LAMIACEAE				
<i>Eriope</i> sp.	1,622	4,385	2,377	3,696
<i>Hyptis crenata</i> Pohl & Benth.	0,041	0,258	-	-
LENTIBULARIACEAE				
<i>Utricularia amethystina</i> Salzm. ex A. St.-Hil. & Girard	-	-	0,443	1,635
<i>Utricularia simulans</i> Pilg.	0,203	1,376	-	-
MALVACEAE				
<i>Sida linifolia</i> Cav.	0,014	0,086	-	-
<i>Sida viarum</i> A. St.-Hil.	0,014	0,172	0,050	0,426
MELASTOMATACEAE				
<i>Acisanthera bivalvis</i> (Aubl.) Cogn.	0,014	0,086	0,005	0,071
<i>Acisanthera fluitans</i> Cogn	0,018	0,172	-	-
<i>Pterolepis polygonoides</i> (DC.) Triana	1,185	5,503	0,544	2,772
OCHNACEAE				
<i>Sauvagesia erecta</i> L.	0,041	0,258	0,005	0,071
<i>Sauvagesia tenella</i> Lam.	-	-	0,101	0,995
ORCHIDACEAE				
<i>Habenaria sprucei</i> Cogn	0,046	0,172	0,005	0,071
OXALIDACEAE				
<i>Oxalis divaricata</i> Mart. ex Zucc.	0,023	0,172	-	-
PASSIFLORACEAE				
<i>Piriqueta plicata</i> Urb.	0,300	1,032	0,015	0,071
<i>Turnera caerulea</i> DC.	0,254	0,602	0,070	0,213
<i>Turnera oblongifolia</i> Cambess.	0,221	1,118	1,234	1,990
PLANTAGINACEAE				
<i>Tetraulacium veroniciforme</i> Turcz.	0,249	1,720	0,277	0,853
POACEAE				
<i>Axonopus purpusii</i> (Mez) Chase	1,028	0,602	5,453	1,564
<i>Mesosetum loliiforme</i> (Hochst. ex Steud.) Chase	-	-	1,903	0,924
<i>Mesosetum</i> sp.	-	-	11,511	3,269
<i>Paspalum multicaule</i> Poir	0,996	1,978	1,304	2,914
<i>Steirachne barbata</i> (Trin.) Renvoize	0,129	0,602	1,903	4,478
<i>Trachypogon spicatus</i> (L. f.) Kuntze	48,997	12,640	27,704	8,671
POLYGALACEAE				
<i>Polygala celosioides</i> Mart.	0,074	0,860	0,035	0,426

Família/Espécie	Campo A		Campo B	
	CR	FR	CR	FR
<i>Polygala martiana</i> A. W. Benn var. <i>piauhiensis</i> (Chod.) Aguiar Marques & Yamamoto	0,005	0,086	-	-
<i>Polygala savannarum</i> Chodat	0,014	0,258	-	-
<i>Polygala sedoides</i> A. W. Benn	0,166	0,344	-	-
RUBIACEAE				
<i>Borreria densiflora</i> DC	0,447	1,376	-	-
<i>Diodella apiculata</i> (Willd. ex Roen.& Schult.) Delprete	0,198	0,430	0,196	1,208
<i>Limnosipanea schomburgkii</i> Hook. f.	-	-	0,091	0,284
<i>Staelia virgata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) K. Schum	0,055	0,430	0,035	0,142
XYRIDACEAE				
<i>Xyris guianensis</i> Steudel	-	-	1,078	2,203
<i>Xyris paraensis</i> Poeppig ex Kunth	0,028	0,172	0,020	0,142
<i>Xyris savanensis</i> Miq.	1,134	2,923	1,913	6,041

Tabela 2. Espécies com resultados significativos na análise de espécies indicadoras (ISA) realizada com base nos dois campos amostrados no Parque Nacional de Sete Cidades e no valor de cobertura absoluta das 67 espécies (VIO = valor indicador observado; *s* = desvio padrão; *p* = significância do teste de Monte Carlo).

Espécies	Áreas	VIO	Média	<i>s</i>	<i>p</i>
<i>Paepalanthus manicatus</i> V.A.Pouls ex Malme.	A	68,3	50,0	9,54	0,03
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	A	65,9	53,0	5,98	0,01
<i>Syngonanthus nitens</i> (Bong.) Ruhland	A	50,4	26,6	7,76	0,02
<i>Borreria densiflora</i> DC.	A	46,7	19,6	7,55	0,02
<i>Rhynchospora tenerrima</i> Nees ex Spreng.	A	46,7	21,4	8,21	0,01
<i>Piriqueta plicata</i> Urb.	A	44,6	20,3	6,59	0,01
<i>Steirachne barbata</i> (Trin.) Renvoize	B	74,5	30,7	7,01	0,01
<i>Mesosetum</i> sp.	B	73,3	26,5	8,78	0,01
<i>Evolvulus gypsophiloides</i> Moric.	B	67,6	41,9	9,33	0,02
<i>Syngonanthus</i> sp.	B	60,3	34,0	8,53	0,01
<i>Sauvagesia tenella</i> Lam	B	53,3	20,5	6,61	0,01
<i>Xyris guianensis</i> Steudel	B	46,7	20,6	7,94	0,02
<i>Mesosetum loliiforme</i> (Hochst. ex Steud.) Chase	B	33,3	15,5	5,57	0,03

Tabela 3. Cobertura absoluta (CA), riqueza em espécies (R) e variáveis de solo medidas nos campos A e B no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. CA (metros); Ca, Mg, AL, K (cmolc.dm⁻³); P Mehlich (mg.dm⁻³); MO (Matéria Orgânica g/dm³), Na, Zn, Cu, Fe, Mn (mg.dm⁻³); CTC (Capacidade de troca de Cátions); SB (Saturação de Bases %), SA (Saturação de Alumínio %); pH (CaCl₂); Areia, Silte, Argila (g/kg); umidade (%).

Linhas	CA	R	Ca	Mg	Al	K	P	MO	Na	Zn	Cu	Fe	Mn	CTC	SB	SA	pH	Argila	Silte	Areia	cota	umid
A1	11,00	23	0,20	0,10	0,30	0,03	2,10	7,00	5,00	0,50	0,10	30,50	0,70	2,35	14,96	47,62	4,50	80,00	40,00	880,00	209,76	55,67
A2	14,91	24	0,20	0,10	0,20	0,03	3,70	2,00	5,00	0,40	0,10	12,60	0,30	2,25	15,63	37,74	4,20	70,00	30,00	900,00	212,33	47,33
A3	18,63	23	0,20	0,10	0,30	0,02	2,10	2,00	3,00	0,10	0,10	13,00	0,20	2,53	13,16	48,39	4,10	80,00	50,00	870,00	213,01	34,33
A4	11,46	15	0,20	0,10	0,20	0,02	0,80	2,00	3,00	0,10	0,10	30,00	0,20	1,73	19,25	38,46	4,20	70,00	50,00	880,00	211,85	32,33
A5	13,84	25	0,20	0,10	0,30	0,03	1,50	3,00	3,00	0,20	0,20	25,70	0,50	2,44	14,06	47,62	3,90	70,00	30,00	900,00	214,00	29,00
A6	16,25	20	0,20	0,10	0,20	0,03	0,80	2,00	3,00	0,10	0,20	14,00	0,50	1,94	17,68	37,74	4,10	80,00	50,00	870,00	215,69	25,67
A7	13,45	19	0,20	0,10	0,30	0,03	1,50	3,00	5,00	0,20	0,10	31,40	0,70	2,35	14,96	47,62	4,20	70,00	30,00	900,00	207,08	64,00
A8	12,71	15	0,20	0,10	0,50	0,03	0,80	7,00	3,00	0,20	0,10	35,30	0,60	3,34	10,27	60,24	4,10	70,00	30,00	900,00	207,76	37,33
A9	14,51	17	0,20	0,10	0,20	0,02	1,20	2,00	2,00	0,00	0,10	34,50	0,50	2,23	14,74	38,46	4,20	70,00	30,00	900,00	207,76	41,67
A10	19,15	20	0,20	0,10	0,30	0,03	1,50	2,00	2,00	0,20	0,10	9,00	0,30	2,54	13,33	47,62	4,10	70,00	30,00	900,00	205,40	37,00
A11	13,99	14	0,20	0,10	0,30	0,03	1,20	3,00	2,00	0,30	0,10	13,50	0,40	2,34	14,47	47,62	4,20	70,00	30,00	900,00	215,21	24,00
A12	14,89	20	0,20	0,10	0,30	0,03	0,50	2,00	2,00	0,30	0,10	16,40	0,40	2,04	16,60	47,62	4,20	80,00	50,00	870,00	213,53	25,33
A13	18,08	24	0,20	0,10	0,30	0,02	0,30	2,00	3,00	0,30	0,10	23,10	0,50	2,03	16,40	48,39	4,20	70,00	30,00	900,00	208,00	29,00
A14	9,57	19	0,20	0,20	0,20	0,03	0,80	3,00	2,00	0,50	0,10	21,30	0,30	1,94	17,46	37,74	4,10	70,00	30,00	900,00	209,49	30,67
A15	14,51	28	0,23	0,23	0,40	0,03	0,50	6,00	1,90	0,50	0,10	40,20	0,40	2,54	17,25	48,19	4,00	70,00	30,00	900,00	214,01	29,67
B1	11,18	27	0,10	0,10	0,20	0,02	2,10	6,00	4,00	0,50	0,10	15,40	0,40	2,04	11,63	47,62	4,30	70,00	40,00	890,00	159,46	16,67
B2	14,70	27	0,20	0,10	0,20	0,02	3,00	2,00	4,00	0,10	0,10	13,70	0,20	2,14	15,76	38,46	4,30	70,00	30,00	900,00	158,26	21,33
B3	12,53	17	0,10	0,10	0,20	0,02	1,80	6,00	3,00	0,20	0,20	11,90	0,20	1,83	12,73	47,62	4,30	70,00	30,00	900,00	158,98	20,00
B4	8,25	25	0,20	0,10	0,20	0,28	1,50	2,00	6,00	0,30	0,20	14,00	0,30	2,51	24,14	25,64	3,90	70,00	30,00	900,00	157,54	70,00
B5	9,74	13	0,20	0,10	0,20	0,02	1,50	2,00	4,00	0,20	0,10	8,10	0,20	1,64	20,57	38,46	4,20	70,00	30,00	900,00	156,57	24,00
B6	11,93	17	0,30	0,10	0,20	0,02	0,80	2,00	3,00	0,10	0,10	23,50	0,20	1,53	28,30	32,26	4,20	70,00	30,00	900,00	157,78	10,67
B7	13,79	18	0,20	0,10	0,20	0,03	1,20	2,00	10,00	0,10	0,10	49,30	0,20	1,67	22,35	37,74	4,20	70,00	50,00	880,00	159,94	11,00
B8	14,03	28	0,10	0,10	0,40	0,02	2,10	6,00	9,00	0,40	0,10	19,50	0,50	2,86	9,05	64,52	3,90	80,00	50,00	870,00	156,81	76,67
B9	14,36	25	0,20	0,10	0,30	0,02	2,10	6,00	2,00	0,30	0,10	20,10	0,30	2,83	11,61	48,39	4,40	70,00	30,00	900,00	158,26	24,00
B10	10,49	21	0,10	0,10	0,30	0,02	0,80	2,00	3,00	0,30	0,10	17,70	0,40	1,93	12,07	57,69	4,10	70,00	50,00	880,00	160,42	24,67
B11	15,17	21	0,25	0,12	0,30	0,03	1,80	4,00	2,00	4,50	0,40	56,20	0,80	2,44	17,98	41,10	4,20	70,00	30,00	900,00	159,94	32,33
B12	17,90	23	0,20	0,11	0,30	0,03	1,50	4,00	1,80	3,20	0,40	44,10	0,70	2,44	13,84	47,62	4,10	70,00	40,00	890,00	160,18	55,00
B13	17,49	23	0,22	0,12	0,20	0,03	1,20	2,00	2,00	1,60	0,10	29,70	0,60	2,24	15,12	37,74	4,10	80,00	40,00	880,00	160,42	29,67
B14	10,58	15	0,20	0,10	0,20	0,03	1,20	2,00	1,60	1,00	0,10	20,30	0,40	2,14	15,74	37,74	4,20	70,00	30,00	900,00	158,26	32,33
B15	16,46	28	0,21	0,12	0,20	0,03	1,80	3,00	2,00	1,10	0,10	40,60	0,30	2,34	14,47	37,74	4,00	70,00	30,00	900,00	158,50	61,00

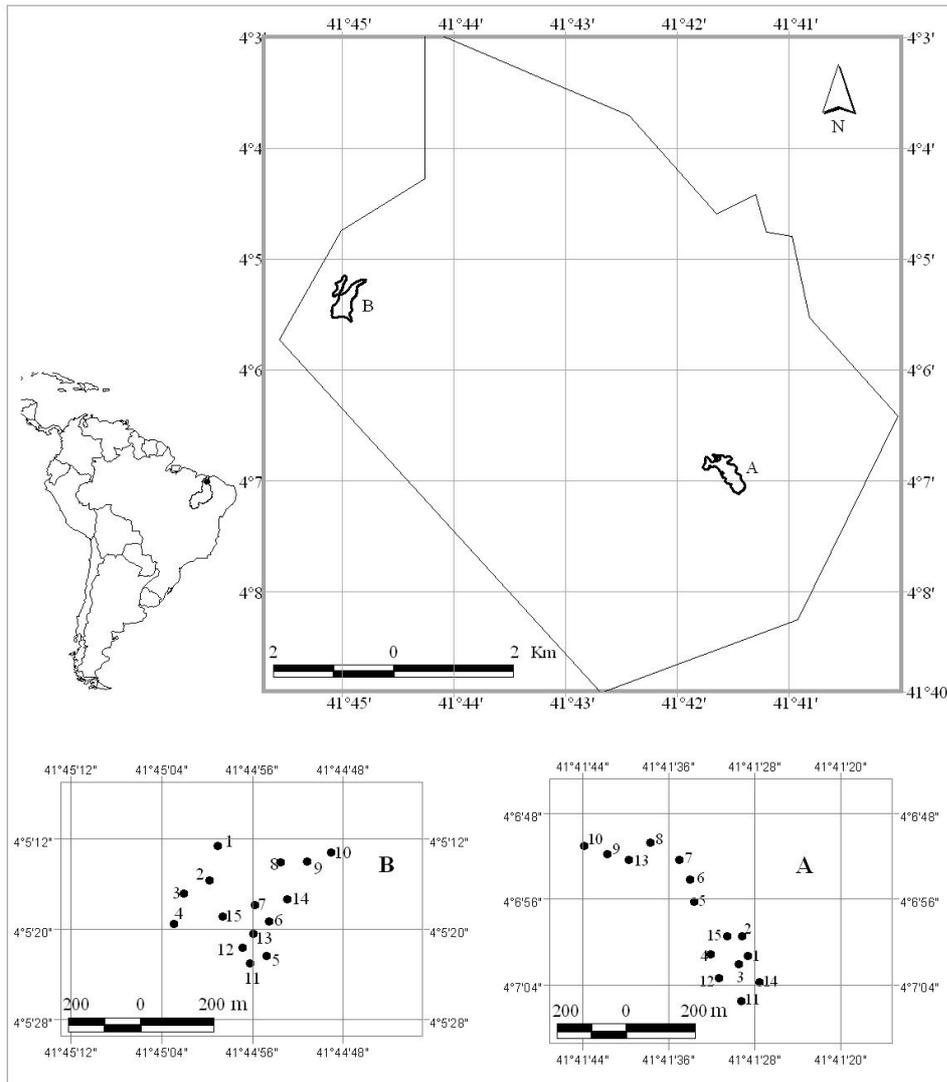


Fig. 1 Distribuição das Linhas de amostragem nos campos limpos A e B, localizados no Parque Nacional de Sete Cidades, Nordeste do Brasil

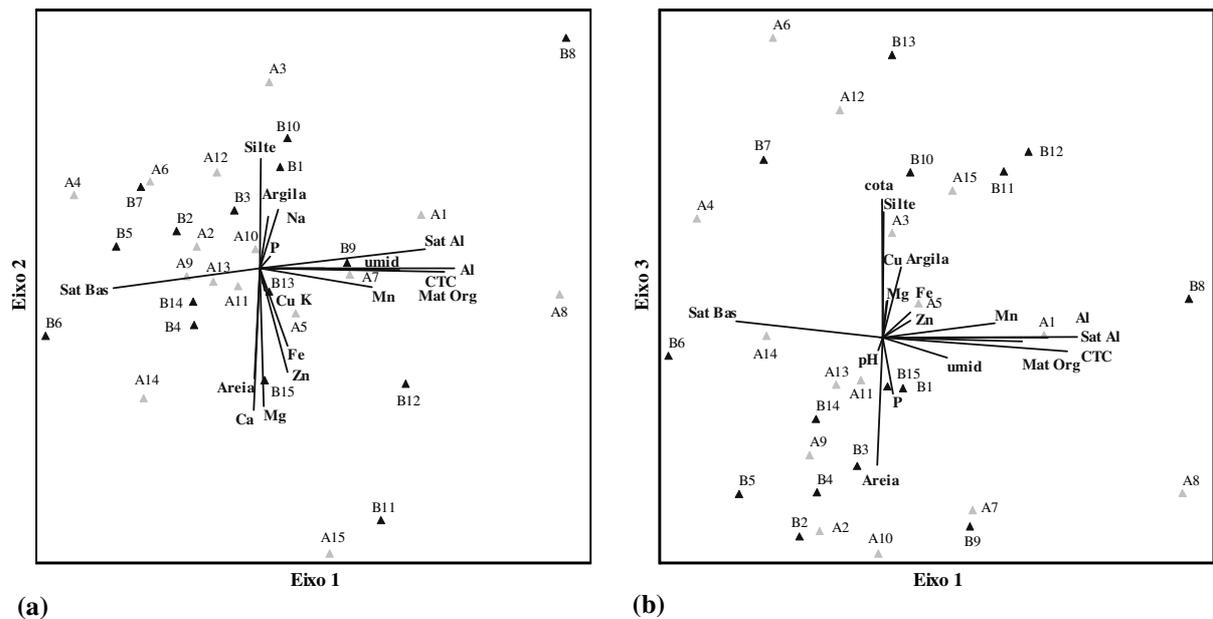


Fig. 2 Diagrama de ordenação da PCA das 30 linhas amostradas nos campos A (Δ) e B (\blacktriangle) localizados no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. (a) Relação do eixo 2 com as variáveis areia, argila, silte, Ca e Mg. (b) Relação do eixo 3 com as variáveis cota e P. Os vetores indicam a associação relativa da concentração da variável na linha com os eixos de ordenação e o seu comprimento representa a magnitude dessa associação.

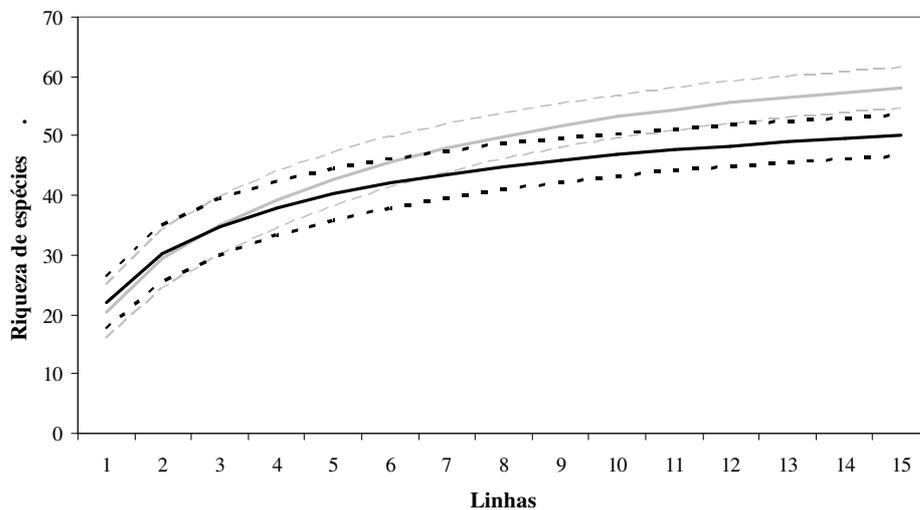


Fig. 3 Curvas de acumulação de espécies nas áreas de campo limpo A (---) e B (—) no Parque Nacional de Cidades, Piauí. Linhas tracejadas correspondem a $\pm 95\%$ de intervalo de confiança (IC).

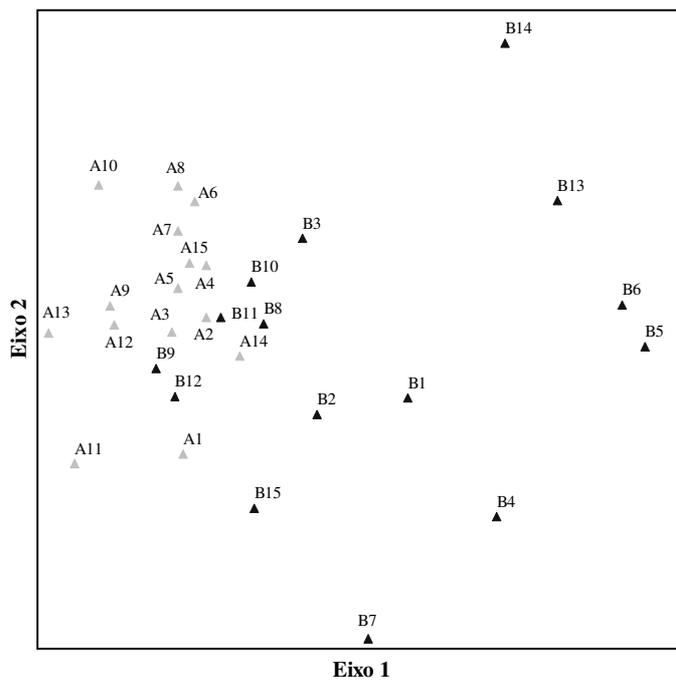


Fig. 4 Diagrama da NMFDS que mostra a separação em dois grupos no espaço de ordenação das 30 linhas de amostragem instaladas nos campos A (Δ) e B (▲) no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí

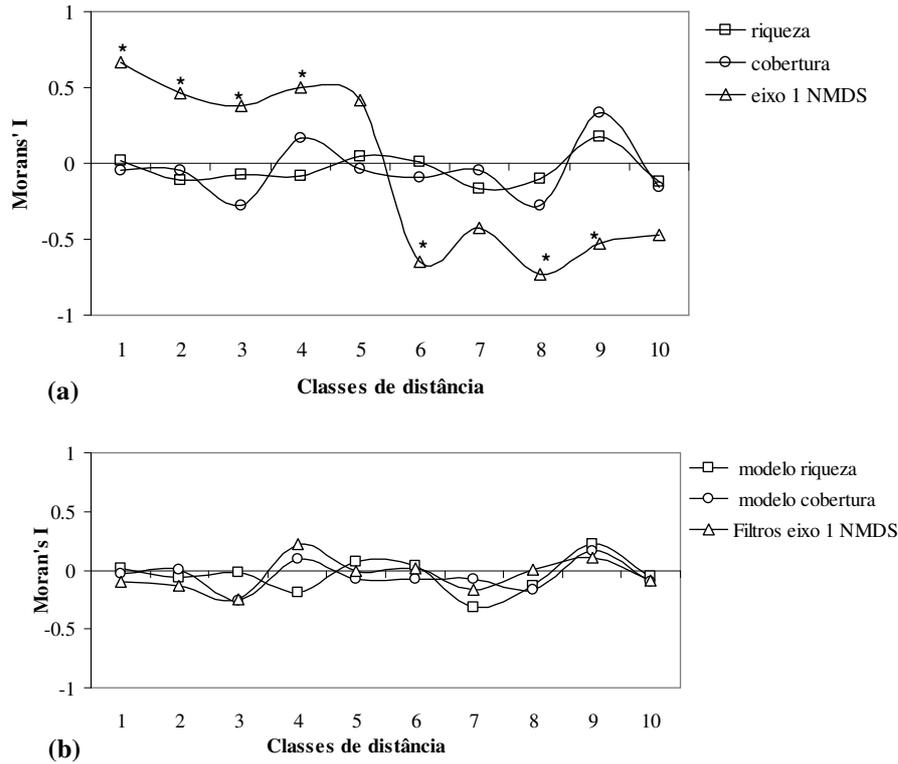


Fig. 5 Correlogramas construídos através do índice de Moran's I para três variáveis resposta: riqueza, cobertura e eixo 1 da NMDS. (a) Resíduos das análises de regressão das variáveis resposta e predictoras. (b) Resíduos dos modelos de riqueza (CTC), cobertura (saturação de bases) e primeiro eixo da NMDS (SB, Cu e filtros); a significância pela correção sequencial de Bonferroni é indicada pela presença de asterisco (*) na classe de distância correspondente

Capítulo 4

Vegetação herbáceo-arbustiva de campo úmido e vereda no Cerrado: efeitos das variáveis climáticas e altitudinais sobre a diversidade beta⁴

Resumo

Questão: Qual a influência das variáveis climáticas e altitudinais na variação florística de áreas úmidas dominadas por vegetação campestre no Cerrado?

Localização: áreas de campo limpo úmido e veredas no Cerrado localizadas nas regiões Nordeste, Centro Oeste e Sudeste do Brasil, entre as coordenadas 04°05' a 22°12' S e 41°41' a 48°24' W.

Métodos: A composição florística em 18 áreas de campo limpo úmido e veredas no Cerrado foram associadas com variáveis climáticas e altitudinais através de técnicas multivariadas de ordenação e regressões múltiplas. O coeficiente de Morans I foi utilizado para avaliar a estrutura espacial no conjunto de dados e, quando necessário, foram incluídos filtros através de uma matriz de conectividade. Adicionalmente, foram estimadas as partições de variância dos modelos selecionados em cada eixo da NMDS.

Resultados: Houve elevada substituição de espécies (diversidade beta) entre as áreas, relacionada com elevada heterogeneidade ambiental, onde 56,89% dos gêneros e 55,25% das espécies ocorreram apenas em um levantamento. A NMDS reuniu áreas próximas geograficamente e manteve principalmente os padrões latitudinais e altitudinais para resumir os dados. Os melhores preditores selecionados pelo método de quadrados mínimos ordinários (OLS) para o primeiro eixo foram: temperatura média anual, precipitação do trimestre mais quente e do trimestre mais frio ($R^2 = 0,834$; $p < 0,001$). A decomposição da variância deste eixo resultou em 29,5% explicados exclusivamente pelas variáveis climáticas. A precipitação do trimestre mais úmido foi a variável correlacionada com o segundo eixo da NMDS ($R^2 = 0,392$; $p < 0,005$) e explicou apenas 15,9% da variância total dos dados.

Conclusões: As variáveis climáticas, especialmente precipitação e temperatura, aliadas aos efeitos do espaço foram os principais determinadores de conjunto florístico entre as áreas analisadas. Assim, os padrões encontrados reforçam a relação com a teoria de nichos para escalas amplas no Cerrado, e reforçam os dados da literatura para outros estratos da vegetação.

⁴ Elaborado de acordo com as normas de submissão para o periódico Journal of Vegetation Science

Palavras-chave: áreas úmidas; análises multivariadas; correlogramas, estrutura espacial; composição florística

Nomenclatura: As espécies foram classificadas em famílias de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (2009).

Abreviações: NMDS = escalonamento multidimensional não métrico; PCA = Análise de Componentes Principais; OLS = Ordinary Least Squares (quadrados mínimos ordinários).

Introdução

Comunidades campestres ocorrem principalmente no interior dos continentes, determinadas principalmente pelo clima e, em grande parte, são dependentes da distância do equador e do oceano (Allaby 2006). Áreas de campos tropicais são denominadas savanas por alguns autores e ocorrem em locais com precipitação média que gira em torno de 635 - 1.524 mm.ano⁻¹ (Whittaker 1977; Collinson 1988; Allaby 2006). No Brasil, o termo savana está ligado à região do Cerrado, que engloba grande variedade de formas, ora dominadas por vegetação campestre e ora por lenhosa (Sarmiento 1983). Dentre as fisionomias do Cerrado que podem ocorrer em solos úmidos ou encharcados, com lençol freático saturado de forma permanente ou sazonal ao longo do ano há o campo limpo úmido e as veredas (Ribeiro & Walter 2008). Outro aspecto comum entre essas fisionomias, diz respeito à dominância do estrato herbáceo-subarbusivo na paisagem, no campo úmido pode chegar a 95% da cobertura, enquanto na vereda, nas zonas da borda e meio, pode ser próxima a 100% (Eiten 1992; Ribeiro & Walter 2008). A vereda é caracterizada por ambiente campestre com faixas de espécimes da palmeira buriti, *Mauritia flexuosa* L. f., emergentes em meio a agrupamentos mais ou menos densos de espécies arbustivo-arbóreas (Ribeiro & Walter 2008).

Em escalas locais, os padrões de riqueza em espécies de áreas de campo limpo úmido e vereda parecem ser determinados pela heterogeneidade da umidade do solo, com maior número de espécies nas porções mais drenadas e redução nas permanentemente alagadas (Guimarães et al. 2002, Munhoz & Felfili 2007). Ocorre substituição de espécies porque apenas algumas toleram as condições adversas de saturação de água, por meio de variadas adaptações físicas e fisiológicas para crescerem na ausência ou limitação de oxigênio (Cronk & Fennessy 2001; Lyon 2001). No geral, os principais problemas relacionados à condição de alagamento dessas áreas são a diminuição da difusão do oxigênio no solo (anoxia) e sua disponibilidade para as raízes das plantas, além de redução na disponibilidade de alguns nutrientes (Lyon 2001). Por outro lado, em escalas mais amplas, os padrões climáticos

parecem ditar, de forma geral, a riqueza em espécies (Hawkins et al. 2003) e, provavelmente, os ambientes úmidos do Cerrado não são uma exceção.

Assim, os efeitos em pequenas ou grandes escalas condicionam a heterogeneidade de habitats desses ecossistemas, podendo ocorrer elevada substituição de espécies. Para Whittaker (1960, 1972) a substituição na composição em espécies nas comunidades ocorre em função de complexos gradientes ambientais, através de grandes áreas geográficas ou entre habitats, sendo denominada de diversidade beta. Outros fatores como interações biológicas e limitações de dispersão podem também contribuir para a substituição de espécies (Whittaker 1977). Tal medida de diversidade é um descritor ecológico importante porque pode ser usado para comparar diferentes áreas de amostragem, bem como diferentes tipos de comunidades ecológicas que ocorrem na mesma área (Legendre 2008) e refletir a extensão da seleção de habitat ou especialização (Sepkoski Jr. 1988).

Outro aspecto que deve ser considerado na determinação dos padrões ecológicos em todas as escalas espaciais é a presença de estrutura espacial nos descritores das comunidades, como, por exemplo, na variação da composição de espécies entre áreas (Legendre & Fortin 1989; Legendre 1993; Dormann 2007). Assim, duas áreas próximas no espaço têm maior probabilidade de compartilharem grandes semelhanças em parâmetros como riqueza e composição de espécies (Lichstein et al. 2002; Giehl et al. 2011). Ignorar a estrutura espacial do conjunto de dados significa, provavelmente, violar o pressuposto da independência estatística nas análises, e gerar inferências estatísticas incorretas (Diniz-Filho et al. 2003; Dormann et al. 2007).

Desta forma, este estudo avaliou a influência da autocorrelação espacial e as relações entre as variáveis climáticas e altitudinais sobre as modificações florísticas em áreas úmidas do Cerrado dominadas por vegetação campestre. Para tanto foram levantadas as seguintes questões: 1) Ocorre variação florística (diversidade beta) entre as áreas úmidas analisadas? 2) A diversidade beta entre as áreas é espacialmente estruturada? 3) Qual a influência do espaço na variância total explicada? 4) As variáveis climáticas explicam a composição florística?

Métodos

Obtenção de dados da vegetação e variáveis ambientais

Foram selecionadas 18 amostragens realizadas em áreas de campo limpo úmido e veredas no Cerrado, distribuídos nas regiões Nordeste, Centro Oeste e Sudeste do Brasil (Figura 1, Tabela 1). Alguns destes trabalhos foram obtidos na literatura, enquanto outros são

inéditos. A amplitude latitudinal das áreas variou de 04°05' a 22°12' S, a longitudinal foi de 41°41' a 48°24' W e a elevação de 158 a 1428 m acima do nível do mar. Para efeito de comparação entre as áreas foram consideradas apenas a presença das espécies herbáceo-arbustivas amostradas nos levantamentos.

Foram selecionadas 581 espécies para compor a matriz. Aquelas consideradas invasoras por Mendonça et al. (1998), bem como as espécies identificadas somente até o nível de gênero e com necessidade de confirmação da identificação (cf) foram excluídas. As famílias estão de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (2009). As sinonímias foram conferidas por consulta à lista de espécies da flora do Brasil (Forzza et al. 2010) e na página eletrônica do Missouri Botanical Garden. Para a família Poaceae foi adotado o Catalogue of the New World Grasses (CNWG), enquanto para Asteraceae o Catalogue of Life: 2011 Annual Checklist.

As variáveis ambientais incluíram a altitude e outras 19 variáveis bioclimáticas (Tabela 2), derivadas da precipitação mensal e da temperatura mensal mínima e máxima de uma série histórica de 50 anos. Os dados foram obtidos a partir da base do WorldClim (Hijmans et al. 2005), através do programa Diva-Gis (Hijmans et al. 2001).

Análises dos dados

Foi empregada como ferramenta de ordenação livre o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), com base em dados qualitativos (matriz binária), com as seguintes configurações: distância de Bray-Curtis, melhor solução em duas dimensões e critério para estabilização = 0,00001 para examinar os padrões de mudança na composição de espécies entre as áreas (diversidade beta). Dentre as vantagens da NMDS, está sua adequação a conjuntos de dados heterogêneos (McCune & Grace 2002; Peck 2010), como os deste estudo. Os escores dos dois primeiros eixos de ordenação foram usados como variáveis resposta em análises de regressão múltipla, pelo método de quadrados mínimos ordinários (Ordinary Least Squares, OLS), para testar os efeitos das variáveis climáticas e altitudinais na distribuição das espécies.

Para reduzir o número de variáveis ambientais incluídas na regressão OLS foi utilizada a Análise de Componentes Principais (PCA) para sumarizar as variáveis a poucos componentes principais e identificar as principais tendências ambientais do conjunto de dados e redução da multicolinearidade entre as variáveis. As 20 variáveis passaram por padronização pela média e desvio padrão para permitir comparação entre unidades de medida diferentes e, por isso, desuniformes (ter Braak & Smilauer 1998; Felfili et al. 2007). Com

base nesta análise, foram consideradas determinadoras dos componentes principais aquelas com correlação maior do que 0,5 em um dos eixos na ordenação. Ao final, foram utilizadas treze variáveis ambientais como preditoras da composição em espécies nas análises OLS para o primeiro eixo e sete para o segundo.

Inicialmente, a autocorrelação espacial nos resíduos da regressão entre os dois eixos da NMDS e variáveis explanatórias selecionadas pela PCA foram testadas em correlogramas construídos com o coeficiente Moran's I (Morran 1950) com 999 aleatorizações. A significância da autocorrelação espacial foi calculada para 10 classes de distância (Giehl et al. 2011). Esse procedimento foi necessário para evitar a inflação de erro tipo I nos testes estatísticos tradicionais (Lennon 2000). Em seguida, a regressão OLS foi usada para explorar quais variáveis ambientais melhor explicariam os modelos de distribuição das espécies. Entretanto, como dados dessa natureza geralmente apresentam estrutura espacial, o que torna a OLS inadequada, quando necessário foram incluídos autovetores (filtros) espaciais para a modelagem (Diniz-Filho et al. 2009), através da matriz de conectividade de Griffith (2003) e do algoritmo *Relative Neighbourhood*. A idéia na matriz de conectividade foi obter as distâncias a partir da conexão entre dois pontos, representados pelas unidades da amostra.

O próximo passo foi selecionar os melhores modelos pelo critério do menor valor corrigido de AIC (Akaike Information Criteria), que apresenta um balanço parcimonioso entre força e complexidade do modelo (Rangel et al. 2010). Valores mais baixos de AIC indicaram modelos mais realísticos (Zhao et al. 2011) e, quando dois modelos apresentaram valores similares, foi escolhido o de maior significância (Bavanera et al. 2011). Nos modelos selecionados foi verificada a ausência de multicolinearidade através do fator de aumento da variância (VIF) (Philipp 1993), adotado como critério VIF entre 0 e 10 para ausência de multicolinearidade (Myers 1986). Ao final, foi analisada a existência de estrutura espacial nos resíduos da regressão. Em todos os correlogramas, o nível de significância foi testado usando a correção sequencial de Bonferroni (Fortin & Dale 2005).

Adicionalmente, foram estimadas as partições de variância dos modelos selecionados (Borcard et al. 1992) em cada eixo da NMDS. Segundo Legendre (2008), a partição de variância permite aos pesquisadores testar hipóteses acerca da diversidade beta nos ecossistemas. Através dessa técnica foi possível determinar os efeitos exclusivos do ambiente, a interseção ambiente e espaço e a contribuição apenas do espaço na variação total dos dados.

A maioria das análises foi processada no programa SAM versão 4.0 (Spatial Analysis in Macroecology), desenvolvido por Rangel et al. (2010) (correlogramas e modelos de regressão

múltipla), a PCA e NMDS foram realizadas no programa PCORD versão 6.0 (McCune & Mefford 2011).

Resultados

As 581 espécies presentes nas 18 áreas analisadas pertencem a 225 gêneros e 65 famílias. Asteraceae, Cyperaceae, Melastomataceae e Poaceae ocorreram em todos os levantamentos, ao passo que outras 16 famílias ocorreram apenas em uma área, além dessas famílias destacaram-se Eriocaulaceae e Xyridaceae que, juntas, somaram 57,5% do total de espécies. A elevada diferença florística entre as áreas pode ser verificada pela distribuição de gêneros (56,89%) e espécies (55,25%) registrados apenas em um levantamento. Entre as áreas, o Parque Estadual do Jalapão (A18), a Reserva Ecológica do IBGE (A5), a Estação Ecológica do Panga (A14) e a Estação Ecológica de Itirapina (A17) registraram as maiores ocorrências únicas nas amostragens de gêneros e espécies, respectivamente (Tabela 1). Nenhuma espécie ocorreu em todas as áreas. Entretanto, merecem destaque *Andropogon leucostachyus* Kunth, *Andropogon virgatus* Desv. ex Ham., *Axonopus aureus* P. Beauv., *Paspalum lineare* Trin., *Rhynchospora globosa* (Kunth) Roem. & Schult., *Rhynchospora tenuis* Willd. ex Link e *Sisyrinchium vaginatum* Spreng. por apresentarem ampla distribuição geográfica (> 70% do total). Os gêneros *Axonopus*, *Paspalum* e *Rhynchospora* ocorreram em todas as áreas.

Foi verificada elevada heterogeneidade ambiental entre as áreas (Tabela 1), resumidas em dois eixos interpretáveis da PCA ($p < 0,05$), que explicaram juntos 76,7% da variação dos dados. O primeiro eixo foi relacionado principalmente com a latitude e separou, no diagrama, as áreas situadas nos extremos da região do Cerrado, como o Piauí (A15 e A16) e São Paulo (A17). O segundo eixo foi mais associado com a precipitação (Figura 2). No geral, o diagrama de ordenação da NMDS com base na composição em espécies reuniu áreas próximas geograficamente e manteve o padrão latitudinal no primeiro eixo (stress = 18,4; $p = 0,004$), apesar de ocorrerem modificações entre a posição de algumas áreas no diagrama em relação a PCA, que refletiu as diferenças nas altitudes entre as áreas. As distâncias entre as unidades amostrais no segundo eixo da NMDS (stress = 11,1; $p = 0,004$) mantiveram o mesmo padrão da PCA (Figura 3). Assim, áreas localizadas na região *core* do Cerrado, como o Distrito Federal, Goiás e Minas Gerais apresentaram-se floristicamente mais próximas do que dos outros Estados situados em áreas de cerrado de ecótono com a Mata Atlântica e a Caatinga, como São Paulo e Piauí, respectivamente.

O primeiro eixo da NMDS reuniu maior variação dos dados e captou melhor as diferenças geográficas das áreas. Assim, os resíduos da análise de regressão múltipla para este eixo e variáveis explanatórias selecionadas pela PCA (correlação > 0,5) apresentaram autocorrelação espacial negativa na primeira classe de distância (Figura 4a). Dessa forma, foram criados sete filtros pela matriz de conectividade de Griffith, os quais descrevem a estrutura espacial dos dados. Destes, dois foram significativos ($p < 0,05$) e adicionados como variáveis preditoras no modelo final que incluiu além dos filtros, as seguintes variáveis ambientais: temperatura média anual (BIO1), precipitação do trimestre mais quente (BIO18) e precipitação do trimestre mais frio (BIO19) ($R^2 = 0,834$; $p < 0,001$) (Figura 4a). A partição de variância desse eixo de ordenação foi de 29,5%, explicados exclusivamente pelas variáveis climáticas, a combinação de espaço e variáveis ambientais foi responsável pela maior parte da variação do modelo com 47,6%, o espaço sozinho representou 6,4%, restando 16,6% que permaneceu não explicada pelo modelo proposto.

Quando a análise de regressão foi realizada para os escores do segundo eixo da NMDS e variáveis preditoras, os resíduos não apresentaram correlação significativa pelo correlograma de Moran's I (Figura 4a). Neste caso, os modelos candidatos foram escolhidos diretamente pelo menor valor de ΔAIC , sem a inclusão de filtros. A precipitação do trimestre mais úmido (BIO16) foi a variável correlacionada com este eixo ($R^2 = 0,392$; $p < 0,005$). A variância decomposta e resultou em 15,9% explicada pela variável climática, 7,4% pelo espaço sozinho, 23,3% pela combinação de espaço e variáveis ambientais e 53,4% permaneceu não explicada no modelo.

Discussão

Dada a vasta amplitude geográfica que o domínio do Cerrado alcança, com dimensões continentais, fortes gradientes climáticos e altitudinais são registrados na região. Assim, vários fatores podem determinar a distribuição de espécies. Em escalas amplas, os padrões fitogeográficos, investigados principalmente para o componente lenhoso do cerrado *lato sensu*, apresentam como determinadores dos padrões florísticos as diferenças de latitude, altitude e variações edáficas (Ratter & Dargie 1992; Felfili & Silva Júnior 1993; Castro 1994; Castro & Martins 1999; Durigan et al. 2003; Ratter et al. 1996, 2003; Felfili et al. 2004). Segundo Castro & Martins (1999), duas barreiras climáticas, denominadas de polígono das geadas (em torno de 20° S) e, polígono das secas (15° S e 45° W), bem como diferenças nas cotas altimétricas (400 a 900 m) delimitariam três supercentros de biodiversidade da flora. Para o componente não lenhoso, Tannus (2007) encontrou resultados equivalentes aos do

cerrado *lato sensu* com base em 16 listagens florísticas de campo úmido localizados em regiões savânicas da América do Sul.

Desse modo, a diversidade beta elevada parece padrão comum em comparações fitogeográficas no Cerrado, o que não surpreende porque aliada as diferenças ambientais em escalas amplas, a heterogeneidade local é comum nas fisionomias do Cerrado. Os resultados das análises das 18 áreas úmidas dominadas por vegetação campestre realizada neste trabalho suportam as pressupostos da literatura, de que mais de 50% de gêneros e espécies apresentaram ocorrências únicas nas amostragens, com maiores modificações seguindo principalmente gradientes latitudinal e altitudinal, além de diferenças na precipitação. No geral, áreas próximas geograficamente ficaram agrupadas nos diagramas de ordenação, e apenas o tipo de fisionomia, campo úmido ou vereda não distinguiu conjunto de áreas. A NMDS reuniu áreas com mais de 1000 m de altitude, exceto por uma área de vereda em Minas Gerais localizada no Parque Estadual Sempre Vivas (A13), no centro do diagrama, enquanto outros três grupos com baixa e média altitude se posicionaram nas extremidades, refletindo a questão ambiental e espacial na distribuição das espécies.

As áreas do Parque Nacional de Sete Cidades (A15 e A16) apresentaram distâncias maiores em relação às outras no diagrama de ordenação. Os cerrados do Nordeste já foram tratados como grupo distinto em relação aos do Planalto Central e São Paulo (Castro & Martins 1999; Ratter et al. 2003), e considerados pobres em espécies por alguns autores (Rizzini 1963; Ratter et al. 2003). De fato, sua posição estratégica, com limites entre os domínios biogeográfico da Caatinga e da Amazônia, além de baixas cotas altitudinais determinam condicionantes ambientais que influenciam na distinção da flora, e reforçaram a importância de variáveis climáticas no conjunto de dados analisados neste trabalho. Das espécies registradas nos levantamentos do Parque Nacional de Sete Cidades, 17 não são citadas ainda na lista de espécies da flora do Brasil (Forzza et al. 2010) para o Piauí. Tal dado reflete as lacunas de coletas, ou informações ainda existentes nesse componente da vegetação na região setentrional dos limites do Cerrado.

Segundo Yuan et al. (2011), o sucesso na determinação do papel da diversidade beta nas comunidades depende da habilidade de isolar as variáveis que efetivamente participam dos processos que afetam tal diversidade. Assim, a diversidade beta representada pelo gradiente do primeiro eixo da NMDS foi espacialmente estruturada e definida pelo gradiente latitudinal, indicando autocorrelação espacial para curtas distâncias. Possivelmente, a inclusão de um número maior de áreas nas análises aumentaria o número de classes estruturadas, principalmente para distâncias maiores e forneceriam padrões mais robustos quanto aos

determinadores da distribuição das espécies. Entretanto, trabalhos realizados no componente campestre são limitados, como exposto acima. Além disso, procurou-se incluir nas análises listas padronizadas quanto à metodologia para diminuir a interferência dos diferentes esforços de amostragens, mas acredita-se que os resultados encontrados constituem o primeiro passo no sentido de elucidar eventuais padrões fitogeográficos.

O papel da latitude na diferenciação de espécies é um assunto clássico na ecologia (por exemplo, Pianka 1966). Entretanto, a latitude apenas descreve modelos de diversidade, mas não pode explicá-los (Hawkins & Agrawal 2005), pois está indiretamente correlacionada com variações climáticas (Austin 2002). Segundo Hawkins & Diniz-Filho (2004), seria mais apropriado denominar os gradientes latitudinais de gradientes geográficos, uma vez que são os gradientes ambientais ou fatores históricos relacionados com áreas de interesse que podem ditar modificações na riqueza em estudos de larga escala.

O modelo de regressão múltipla selecionado para o primeiro eixo da NMDS foi influenciado pelas variáveis temperatura média anual e precipitação do trimestre mais quente, e do trimestre mais frio, além da inclusão dos filtros dois e seis, que corrigiram a autocorrelação espacial. A maior parte da variação do modelo ocorreu pela combinação do espaço e variáveis ambientais conjuntamente. Entretanto, quase 30% foi explicado apenas pelo ambiente. Segundo Whittaker et al. (2001), em escalas amplas, precipitação e temperatura são os principais condicionantes climáticos que influenciam na distribuição de espécies. As variáveis selecionadas neste eixo estão de acordo com o previamente encontrado para o componente lenhoso do Cerrado (por exemplo, Castro & Martins 1999), bem como para o herbáceo (Tannus 2007), e deixam evidente o papel do clima na distribuição das áreas. As áreas localizadas nos extremos de latitude coincidiram em parte com as maiores distinções em termos florísticos na NMDS. Isso reflete, por exemplo, as grandes diferenças térmicas determinadas pelas superfícies baixas e longas chapadas dentro dos limites do Cerrado (Ribeiro & Walter 2008).

Com relação ao segundo eixo da NMDS, não foi necessária a inclusão de filtros na seleção do melhor modelo. Neste caso, a precipitação do trimestre mais úmido foi selecionada, mas a parte da variância explicada foi menor em relação ao primeiro eixo (mesmo assim superior apenas ao espaço). Possivelmente eventos estocásticos ou ainda variáveis que não foram mensuradas nesta análise podem estar influenciando nos resultados resumidos neste eixo. Por outro lado, este resultado pode reforçar o papel do regime das chuvas na distribuição das áreas, como encontrado no primeiro eixo.

Existem evidências de que o campo úmido e a vereda são caracterizados por elevada heterogeneidade ambiental. Em escalas locais, a umidade do solo é determinante principal na distribuição das espécies, aliada a variações edáficas de alguns nutrientes (Guimarães et al. 2002, Munhoz & Felfili 2007, 2008, Munhoz et al. 2008). Neste caso, a condição de alagamento permite o estabelecimento de flora capaz de suportar a redução (hipoxia) ou falta (anoxia) de oxigênio para as raízes, bem como a redução na disponibilidade de alguns nutrientes no solo como salientado por Cronk & Fennessy (2001) e Lyon (2001). Já em escalas amplas, como mostram os modelos detectados neste trabalho, variáveis climáticas, especialmente precipitação e temperatura, aliadas aos efeitos do espaço determinam conjuntos florísticos particulares. Assim, os modelos de distribuição da vegetação campestre de áreas úmidas do Cerrado nesta escala, mesmo incluindo uma porção espacial e outra não explicada (possivelmente efeitos estocásticos), confirmaram os padrões já tratados na literatura e apoiaram as idéias da teoria nichos (Hutchison 1957) na determinação dos conjuntos florísticos com base na heterogeneidade do ambiente.

Não foi possível, com base no número de listas, inferir sobre quais regiões apresentariam maiores riquezas em espécies e que pudessem corroborar com os supercentros de biodiversidade tratados por Castro & Martins (1999) para o componente arbóreo, uma vez que a maioria dos levantamentos se concentrou na região *core* do Cerrado. Entretanto, foi possível avaliar a riqueza presente nessas áreas, principalmente porque a listagem com 581 espécies incluiu apenas aquelas amostradas nos levantamentos quantitativos da vegetação, exceto pela área do Jalapão. O número potencial de espécies dessas áreas deve ser muito maior, e assim corroborar trabalhos prévios que consideram estas áreas ambientes importantes para aumentar a diversidade beta no domínio do Cerrado (Cianciaruso & Batalha 2008).

Áreas úmidas estão entre os habitats mais sensíveis do mundo (Moore 2006). Nos últimos anos, a pressão da agricultura no Cerrado através da drenagem dessas áreas pode acarretar dois problemas sérios, primeiro pode levar a perda de espécies ou grupos de espécies (Munhoz & Felfili 2008), e ainda afetar o sistema hidrológico da região. Estes fatos aliados a baixa capacidade de regeneração das áreas úmidas é preocupante. Recentemente Moreno-Mateos et al. (2012) constataram que, mesmo após 100 anos de esforços para restauração, os processos dos ecossistemas úmidos não são restabelecidos completamente, com efeitos mais severos na diversidade, riqueza e abundância de espécies animais e vegetais. Portanto, um programa de ações no sentido de ampliar a proteção dessas áreas deve ser urgentemente pensado.

Agradecimentos

À Professora Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*) pela sua valiosa contribuição; ao suporte financeiro dado pela FAPEPI através da concessão de bolsa a um dos autores; aos especialistas das diversas famílias que contribuiram na identificação do material botânico. Ao PELD site 10 pelo apoio no Piauí.

Referências

- Allaby, M. 2006. *Biomes of the World: Grasslands*. Chelsea House Publishers, New York, USA.
- Angiosperm Phylogeny Group (APG III). 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121.
- Austin, M.P. 2002 Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101-118.
- Bavanera, P., Quijas, S. & Pérez-Jiménez, A. 2011. Distribution Patterns of Tropical Dry Forest Trees Along a Mesoscale Water Availability Gradient. *Biotropica* 43: 414-422.
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1042-1055.
- Castro, A.A.J.F. 1994. Comparação florística de espécies do cerrado. *Silvicultura* 15: 16-18.
- Castro, A.A.J.F. & Martins, F.R. 1999. Cerrados do Brasil e do Nordeste: caracterização, área de ocupação e considerações sobre a sua fitodiversidade. *Pesquisa Foco* 7: 147-178.
- Cianciaruso, M.V. & Batalha, M.A. 2008. A year in a Cerrado wet grassland: a non-seasonal island in a seasonal. *Brazilian Journal of Biology* 68: 495-501.
- Collinson, A.S. 1988. *Introduction to World Vegetation*. 2nd ed. Unwin Hyman Ltd, London, UK.
- Cronk, J.K. & Fennessy, M.S. 2001. *Wetland plants: biology and ecology*. Lewis Publishers, Washington, USA.
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M. & Hawkins, B.A. 2003. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecology & Biogeography* 12: 53-64.
- Diniz-Filho, J.A.F., Nabout, J.C., Bini, L.M., Soares, T.N., Campos-Telles, M.P., Marco, P. & Collevatti, R.G. 2009. Niche modelling and landscape genetics of *Caryocar brasiliense* (Pequi tree: Caryocaraceae) in Brazilian Cerrado: an integrative approach for evaluating central peripheral population patterns. *Tree Genetics & Genomes* 5: 617-627.

- Dormann, C.F. 2007. Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology and Biogeography* 16: 129-138.
- Dormann, C.F., McPherson, J.M., Araújo M.B., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, R.G., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, D., Kühn, I. Ohlemüller, R., Peres-Neto, P.R., Reineking, B., Schröder, B., M.Schurr, F. & Wilson, R. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis. *Ecography* 30: 609-628.
- Durigan, G., Ratter, J.A., Bridgewater, S., Siqueira, M.F. & Franco, G.A.D.C. 2003. Padrões fitogeográficos do cerrado paulista sob uma perspectiva regional. *Hoehnea* 30: 39-51.
- Eiten, G. 1992. Natural brazilian vegetation types and their causes. *Anais da Academia Brasileira de Ciência* 64(Suppl. 1): 35-65.
- Eugênio, C.O.U. 2011. *Dinâmica temporal do estrato herbáceo-arbustivo em comunidades campestres no Brasil Central*. MsC. thesis, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Felfili J.M. & Silva Júnior. M.C. 1993. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9: 277–289.
- Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C; Sevilha, A.C.; Fagg, C.W; Walter, B.M.T; Nogueira, P.E & Rezende, A.B. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. *Plant Ecology* 175: 37–46.
- Felfili, J.M., Carvalho, F.A., Líbano, A.M., Venturoli, F. & Pereira, B.A.S. 2007. *Análise multivariada em estudos de vegetação*. Universidade de Brasília, Brasília, BRA.
- Fortin, M.J. & Dale, M. 2005. *Spatial analysis: a guide for ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Forzza, R.C., Leitman, P.M., Costa, A.F., Carvalho Jr., A.A., Peixoto, A.L., Walter, B.M.T., Bicudo, C., Zappi, D., Costa, D.P., Lleras, E., Martinelli, G., Lima, H.C., Prado, J., Stehmann, J.R., Baumgratz, J.F.A., Pirani, J.R., Sylvestre, L., Maia, L.C., Lohmann, L.G., Queiroz, L.P., Silveira, M., Coelho, M.N., Mamede, M.C., Bastos, M.N.C., Morim, M.P., Barbosa, M.R., Menezes, M., Hopkins, M., Secco, R., Cavalcanti, T.B. & Souza, V.C. 2010. Introdução. In: Lista de Espécies da Flora do Brasil.. URL: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/> [Jardim Botânico do Rio de Janeiro].
- Giehl, E.L.H, Budke, J.C., Oliveira-Filho, A.T. & Jarenkow, J.A. 2011. Variações florísticas e relação com variáveis geográficas e climáticas em florestas ribeirinhas do sudeste da América do Sul. In: Felfili, J.M., Eisenlohr, P.V., Melo, M.M.R.F., Andrade, L.A. & Meira Neto, J.A.A. (eds) *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso*, pp. 504-519. Editora UFV, Viçosa, MG, BRA.

- Griffith, D.A. 2003. *Spatial Autocorrelation and Spatial Filtering: Gaining Understanding Through Theory and Visualization*. Springer-Verlag, New York, USA.
- Guimarães, A.J.M, Araújo, GM, Oliveira, A.A. & Corrêa, G.F. 2002. Estrutura fitossociológica de uma área natural e antropizada de uma vereda de Uberlândia, MG. *Acta Botanica Brasilica* 16: 317-329.
- Hawkins, B.A. & Agrawal, A.A. 2005. Latitudinal Gradients. *Ecology* 86: 2261-2262.
- Hawkins, B.A. & Diniz-Filho, J.A.E. 2004. Latitude and geographic patterns. *Ecography* 27: 268-272.
- Hawkins, B.A., Field, R., Cornell, H.V., Currie, D.J., Guegan, J.F., Kaufman, D.M., Kerr, J.T., Mittelbach, G.G, Obedorff, T., O'Brien, E.M., Porter, E.E., & Turner, J.R.G. 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology* 84: 3105-3117.
- Hijmans, R.J., Cruz, M., Rojas, E. & Guarino, L. 2001. *DIVA-GIS, Version 1.4. A geographic information system for the management and analysis of genetic resources data*. Manual. Lima: International Potato Center.
- Hijmans, R. J., Cameron, S.E., J.L. Parra, P.G. Jones, & A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hutchinson, M.F. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology* 22: 415-427.
- Legendre, P. 1993. Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology* 74: 1659-1673.
- Legendre, P. & Fortin, M.J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80: 107-138.
- Legendre, P. 2008. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. *Journal of Plant Ecology* 1: 3-8.
- Lennon, J.J. 2000. Red-shifts and red herrings in geographical ecology. *Ecography* 23: 101-113.
- Lichstein, J.W., Simons, T.R., Shiner, S.A. & Franzreb, K.E. 2002. Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecological Monographs* 72: 445-463.
- Lyon, J.G. 2001. *Wetlands Landscape Characterization: GIS, Remote Sensing and Image Analysis*. Ann Arbor Press, London, UK.
- McCune, B. & Grace, J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. Glenden Beach, Oregon, USA.

- McCune B. & Mefford, M.J. 2011. PC-ORD. *Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6.0.* MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Mendonça, R.C., Felfili, J.M., Walter, B.M.T., Silva Júnior, M.C., Rezende, A.V., Filgueiras, T.S. & Nogueira, P.E. 1998. Flora vascular do Cerrado.. In: Sano, S.M. & Almeida, S.P (eds.) *Cerrado, Ambiente e Flora*, pp. 289-556. EMBRAPA CPAC, Planaltina, BRA.
- Moore, P.D. 2006. *Wetlands*. Library of Congress Cataloging-in-Publication Data, New York, USA.
- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F.A. & Yockteng, R. 2012. Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. *PLoS Biology* 10(1). URL: <http://www.plosbiology.org>
- Morran, P.A.P. 1950. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 37: 17-23.
- Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2007. Florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um campo limpo úmido em Brasília, Brasil. *Biota Neotropica* 7: 205-215.
- Munhoz C.B.R. & Felfili J.M. 2008. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo em campo limpo úmido no Brasil Central. *Acta Botanica Brasilica* 22: 905-913.
- Munhoz, C.B.R., Felfili, J.M. & Rodrigues, C. 2008. Species-environment relationship in the herb-subshrub layer of a moist Savanna site, Federal District, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68: 25-35.
- Myers, R.H. 1986. *Classical and modern regression with applications*. Duxbury Press, Boston, USA.
- Peck, J.E. 2010. *Multivariate analysis for community ecologists: step-by-step using PCORD*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Philipp, T.E. 1993. Multiple regression: herbivory. In: Scheiner, S. & Gurevitch, J. (eds.) *Design and Analysis of Ecological Experiments*, pp. 183-210. Chapman & Hall, New York, USA.
- Pianka, E.R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *American Naturalist* 100: 33-46.
- Rangel, T.F., Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial_Analysis in Macroecology. *Ecography* 33: 46-50.
- Ratter, J.A. & Dargie, T.C.D. 1992. An analysis of the floristic composition of 26 cerrado areas in Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 49: 235-250.
- Ratter, J.A., Bridgewater, S., Atkinson, R. & Ribeiro, J.F. 1996. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation. II. Comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 53: 153–180.

- Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation. III. Comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 60: 57-109.
- Rezende, J.M. 2007. *Florística, fitossociologia e a influência do gradiente de umidade do solo em campos úmidos no Parque Estadual do Jalapão, Tocantins*. MsC. thesis, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S.M., Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (eds.) *Cerrado: ecologia e flora*, pp. 152-212. EMBRAPA, Brasília, BRA.
- Rizzini, C.T. 1963. A flora do cerrado, análise florística das savanas centrais. In: *Anais do I Simpósio sobre o Cerrado*, pp. 125-177. São Paulo, BRA.
- Sarmiento, G. 1983. The savannas of Tropical America. In: Bourlière, F. (ed.) *Ecosystems of the world – tropical savannas*, pp. 245-288. Elsevier, Berlin, GER.
- Sepkoski Jr., J.J. 1988. Alpha, beta, or gamma: where does all the diversity go? *Paleobiology* 14: 221-234.
- Tannus, J.L.S. 2007. *Estudo da vegetação dos campos úmidos de cerrado: aspectos florísticos e ecológicos*. PhD. thesis, Instituto de Biociências de Rio Claro, São Paulo, BRA.
- ter Braak, C.J.F. 1988. *CANOCO - A FORTRAN program for canonical community ordination by (Partial) (Detrended) (Canonical) correspondence analysis and redundancy analysis*, version 2.1. Technical report LWA-88-2, TNO, Wageningen, Intitute of Applied Computer Science.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Whittaker, R.H. 1977. *Classification of natural communities*. Arno Press, New York, USA.
- Whittaker, R.J., Willis, K.J. & Field, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.
- Yuan, Z., Gazol, A., Wang, X., Lin, F., Ye, J., Bai, X., Li, B. & Hao, Z. 2011. Scale specific determinants of tree diversity in an old growth temperate forest in China. *Basic and Applied Ecology* 12: 488–495.
- Zhao, N, Yang, Y & Zhou, X. 2011. Application of geographically weighted regression in estimating the effect of climate and site conditions on vegetation distribution in Haihe Catchment, China. *Plant Ecology* 209: 349-359.

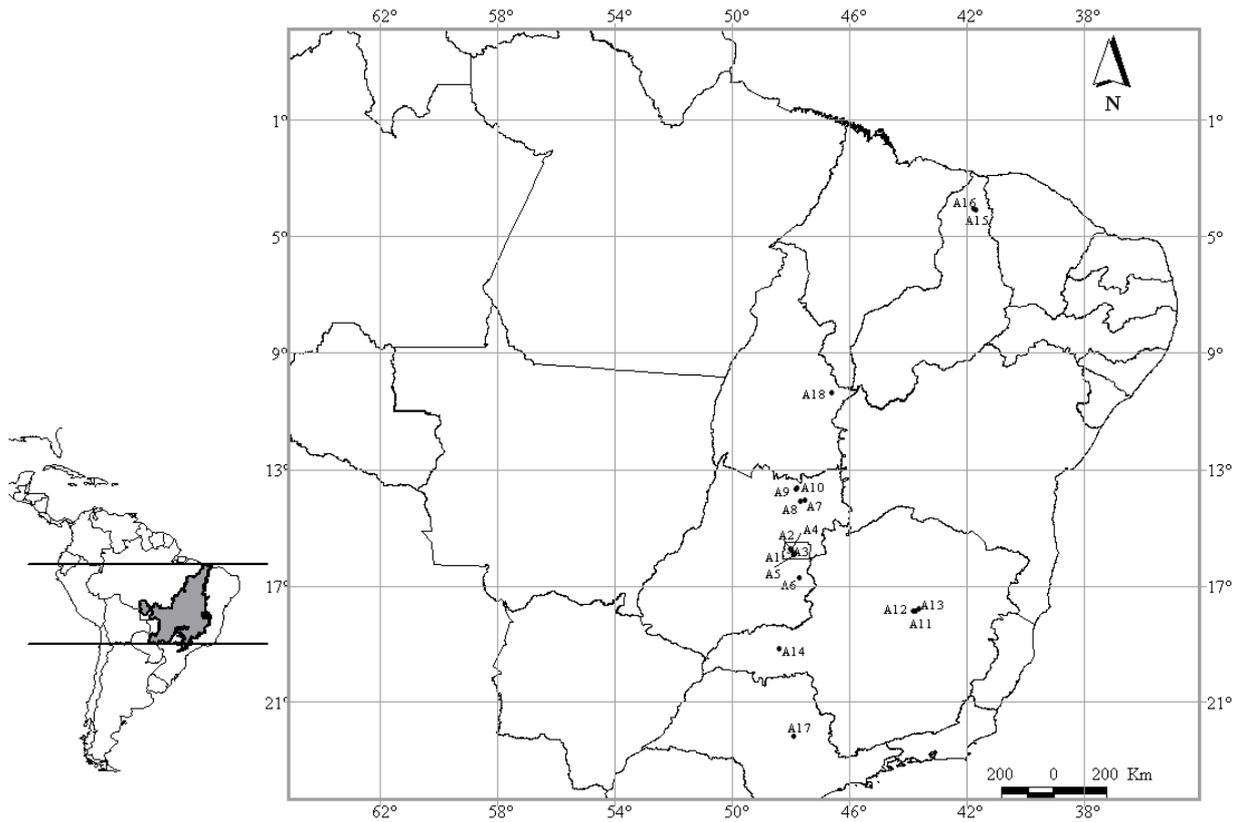


Figura 1. Distribuição geográfica dos 18 levantamentos realizados em áreas úmidas dominadas por vegetação campestre dentro dos limites do Cerrado. Distrito Federal (A1 a A5), Goiás (A6 a A10), Minas Gerais (A11 a A14), Piauí (A15 e A16), São Paulo (A17) e Tocantins (A18).

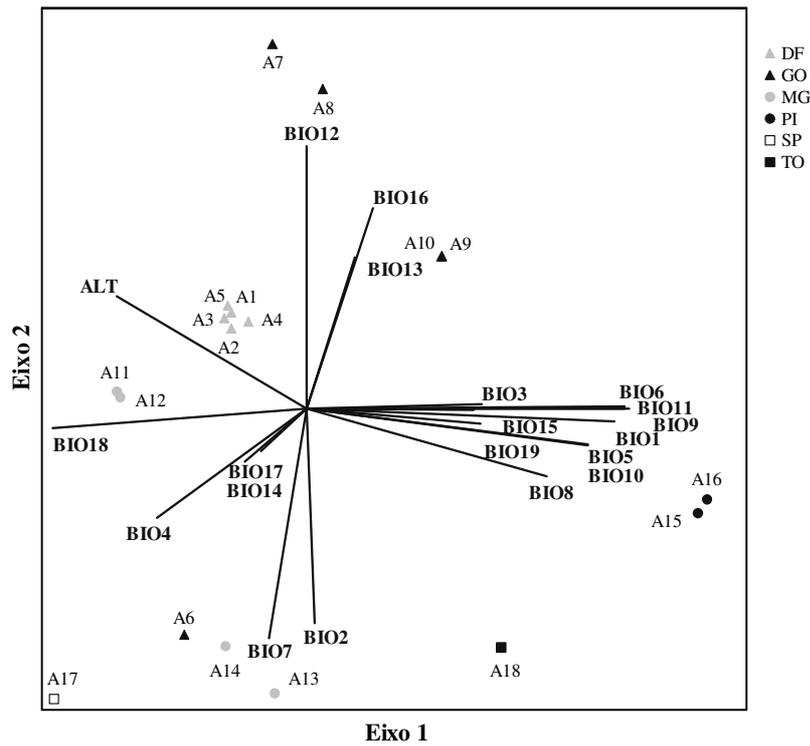


Figura 2. Diagrama de ordenação da PCA que mostra a separação das 18 áreas no espaço de ordenação principalmente em função da latitude no primeiro eixo e precipitação no segundo. Os códigos das variáveis ambientais estão descritos na Tabela 2.

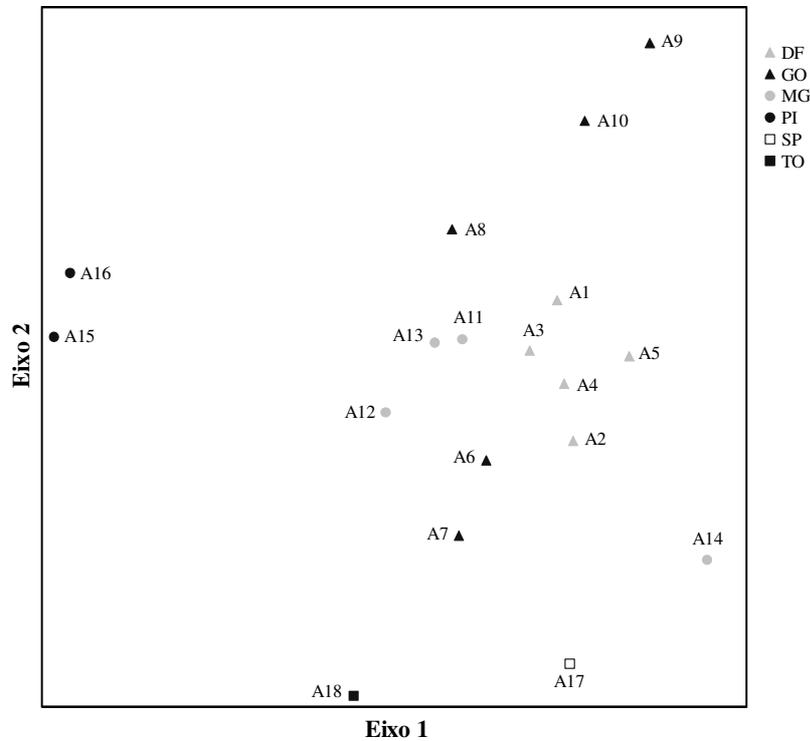


Figura 3. Diagrama de ordenação da NMDS que mostra a separação das 18 áreas no espaço de ordenação com base na composição de espécies. Os códigos das áreas são descritos na Tabela 1.

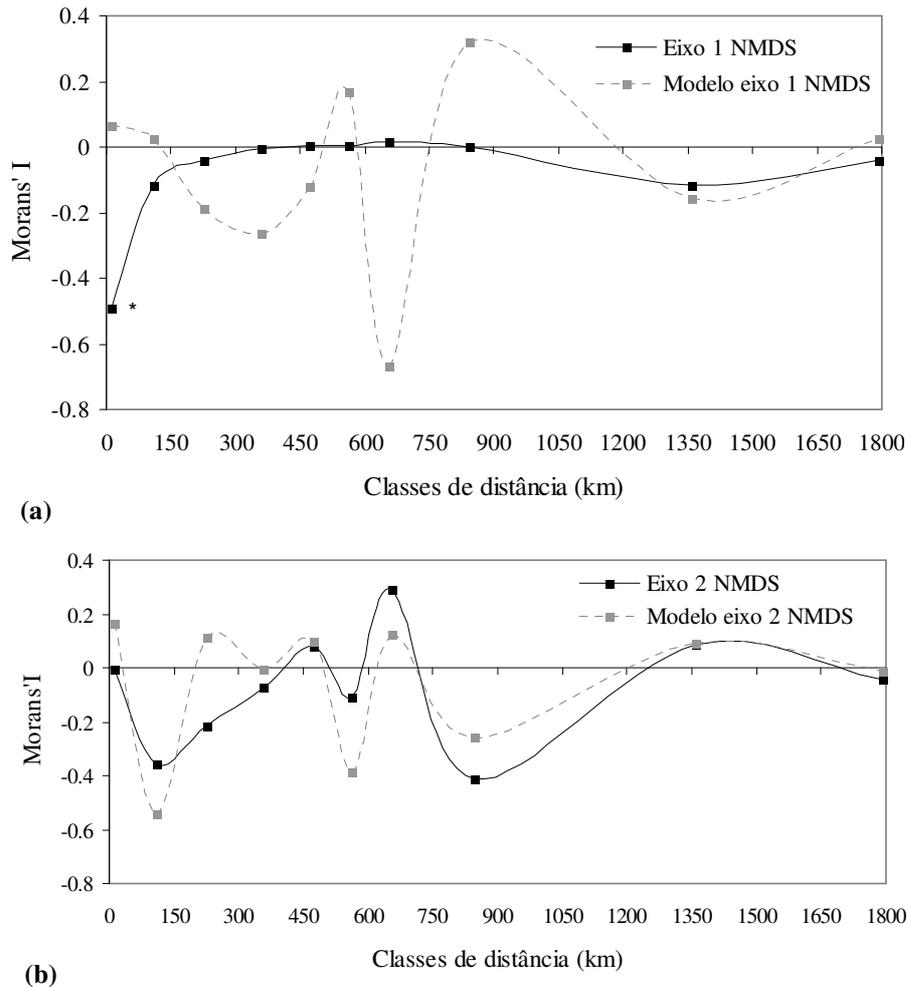


Figura 4. Correlogramas construídos através do índice de Morans'I para os eixos da NMDS. (a) Resíduos das análises de regressão do primeiro eixo e variáveis predictoras e do modelo OLS (BIO1, BIO18 e BIO19). (b) Resíduos das análises de regressão do segundo eixo e variáveis predictoras e do modelo OLS (BIO16). A significância pela correção sequencial de Bonferroni é indicada pela presença de asterisco (*) na classe de distância correspondente.

Tabela 1. Informações geográficas e ambientais de 18 áreas úmidas do Cerrado dominadas por vegetação campestre, utilizadas nesse estudo, onde Lat/Long = latitude/longitude, Alt = altitude, Prec = precipitação, TMed = temperatura média, Fam = família, Gen = gênero, Sp= espécie e * amostradas apenas em um levantamento

Cód	Local/Estado/Ambiente	Lat (S)/Long(W)	Alt. (m)	Prec. Anual (mm)	TMed Min(Max) C	Nº Fam	Nº Sp	Fam* %	Gen* %	Sp* %	Fonte
A1	Fazenda Água limpa (FAL)/DF/campo úmido	15°55'45,17" 47°54'29,4"	1093	1691	15°(26,5°)	18	62	0	0,89	1,38	1
A2	Floresta Nacional de Brasília (Flona)/DF/vereda	15°45'44,6" 48°0.4'10,2"	1164	1540	15,6°(26,3°)	28	78	0	0,89	1,89	2
A3	Jardim Botânico de Brasília (JBB)/DF/vereda	15°53'30,5" 47°51'25,2"	1127	1650	15°(26,4°)	17	53	3,07	1,33	1,03	2
A4	Parque Nacional de Brasília (PNB)/DF/campo úmido	15°46'48,9" 47°58'37,9"	1114	1567	15,8°(26,5°)	22	81	0	0,89	2,05	2
A5	Reserva Ecológica do IBGE (IBGE)/DF/vereda	15°55'53,5" 47°53'57,2"	1193	1691	15°(26,5°)	37	112	6,16	7,11	5,68	2
A6	RPPN Topázio/GO/vereda	16°44'15,1" 47°41'54,6"	1073	1373	14,4°(27,4°)	27	113	3,07	2,22	3,44	2
A7	Fazenda Água Fria (FAF)/GO/campo úmido	14°4'43" 47°30'10,4"	1428	1874	15,4°(25,7°)	25	100	0	1,33	5,85	1
A8	Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO/vereda	14°7'43,9" 47°41'15,7"	1244	1830	16,3°(26,6°)	18	61	0	0,89	1,55	2
A9	RPPN Serra do Tombador (1)/GO/vereda	13°40'39,6" 47°48'45,5"	822	1743	18,3°(29°)	11	34	1,54	0,44	1,55	2
A10	RPPN Serra do Tombador (2)/GO/vereda	13°40'1,7" 47°48'4,2"	822	1743	18,3°(29°)	17	51	1,54	1,78	2,58	2
A11	Parque Estadual Sempre Vivas (1)/MG/campo úmido	17°54'7,55" 43°45'31,42"	1281	1384	13,6°(24,6°)	16	69	0	0,89	1,55	3
A12	Parque Estadual Sempre Vivas (2)/MG/campo úmido	17°54'0,24" 43°48'40,67"	1268	1380	13,6°(24,7°)	23	89	0	2,22	3,96	3

Cód	Local/Estado/Ambiente	Lat (S)/Long(W)	Alt. (m)	Prec. Anual (mm)	TMed Min(Max) C	Nº Fam	Nº Sp	Fam* %	Gen* %	Sp* %	Fonte
A13	Parque Estadual Sempre Vivas (3)/MG/vereda	17°47'51,74" 43°37'20,03"	686	1157	15,9°(28,2°)	16	46	0	0	0,69	3
A14	Estação Ecológica do Panga/MG/vereda	19°11'40" 48°24'31"	808	1452	15,6°(28,2°)	21	68	1,54	5,33	4,65	5
A15	Parque Nacional de Sete Cidades (1)/PI/campo úmido	4°7'0" 41°41'27"	210	1387	20,6°(32,3°)	23	55	0	0,89	2,24	6
A16	Parque Nacional de Sete Cidades (2)/PI/campo úmido	4°5'11,3" 41°44'57,9"	158	1432	20,7°(32,4°)	20	47	0	0	0,69	6
A17	Estação Ecológica de Itirapina/SP/campo úmido	22°12'39,11" 47°54'36,76"	730	1367	14,3°(25,4°)	16	76	3,07	4,89	5,16	7
A18	Parque Estadual do Jalapão/TO/campo úmido	10°22'42" 46°36'9"	537	1377	18,3°(31,4°)	28	110	4,61	5,33	9,98	8

Fonte de dados da vegetação: 1. Eugênio (2011); 2. C.B.R. Munhoz, dados não publicados; 3. T.R.B. Melo, dados não publicados; 5. Guimarães et al. (2002); 6. M.R.A. Mendes, dados não publicados; 7. Tannus (2007); 8. Rezende (2007).

Tabela 2. Descrição das variáveis bioclimáticas disponíveis na base de dados do WorldClim (Hijans et al. 2005)

Código	Variável	Descrição
BIO1	Temperatura média anual	Média das temperaturas médias mensais ao longo do ano, sendo a média mensal e média entre as temperaturas máximas e mínimas registradas no mês.
BIO2	Amplitude térmica diária	Diferenças entre as temperaturas máximas e mínimas diárias.
BIO3	Isotermalidade (BIO2/BIO7)*100	Amplitude térmica diária dividida pela amplitude térmica anual.
BIO4	Estacionalidade de temperatura	Coefficiente de variação da média da temperatura média, expressa como porcentagem da média da temperatura anual.
BIO5	Temperatura máxima do mês mais quente	Temperatura mais elevada constatada no mês de maior temperatura média.
BIO6	Temperatura mínima do mês mais frio	Temperatura mais fria constatada no mês de menor temperatura média.
BIO7	Amplitude térmica anual	Diferença entre a temperatura máxima do período mais quente e a temperatura mínima do período mais frio.
BIO8	Temperatura média do trimestre (*) mais úmido	Determinado o trimestre mais úmido do ano a temperatura média do período é calculada.
BIO9	Temperatura média do trimestre mais seco	Determinado o trimestre mais seco do ano a temperatura média do período é calculada.
BIO10	Temperatura média do trimestre mais quente	Determinado o trimestre mais quente do ano a temperatura média do período é calculada.
BIO11	Temperatura média do trimestre mais frio	Determinado o trimestre mais frio do ano a temperatura média do período é calculada.
BIO12	Precipitação anual	Média das precipitações cumulativas dos meses ao longo do ano
BIO13	Precipitação do mês mais úmido	Precipitação cumulativa do mês mais úmido.
BIO14	Precipitação do mês mais seco	Precipitação cumulativa do mês mais seco.
BIO15	Estacionalidade de precipitação	Coefficiente de variação da precipitação mensal, expressa como porcentagem da precipitação média anual.
BIO16	Precipitação do trimestre mais úmido	Determinado o trimestre mais úmido do ano a precipitação cumulativa do período é calculada.

Código	Variável	Descrição
BIO17	Precipitação do trimestre mais seco	Determinado o trimestre mais seco do ano a precipitação cumulativa do período é calculada.
BIO18	Precipitação do trimestre mais quente	Determinado o trimestre mais quente do ano a precipitação cumulativa do período é calculada.
BIO19	Precipitação do trimestre mais frio	Determinado o trimestre mais frio do ano a precipitação cumulativa do período é calculada

(*) Trimestre: período de 13 semanas (três meses) consecutivas.