Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-graduação em Ecologia

FITOGEOGRAFIA DO CERRADO RUPESTRE: RELAÇÕES FLORÍSTICO-ESTRUTURAIS E ECOLÓGICAS DE ESPÉCIES LENHOSAS

IONA'I OSSAMI DE MOURA

Brasília (DF), julho de 2010

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-graduação em Ecologia

FITOGEOGRAFIA DO CERRADO RUPESTRE: RELAÇÕES FLORÍSTICO-ESTRUTURAIS E ECOLÓGICAS DE ESPÉCIES LENHOSAS

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Iona'i Ossami de Moura

Orientadores: Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*)
José Roberto Rodrigues Pinto

Brasília (DF), julho de 2010

IONA'I OSSAMI DE MOURA

FITOGEOGRAFIA DO CERRADO RUPESTRE: RELAÇÕES FLORÍSTICO-ESTRUTURAIS E ECOLÓGICAS DE ESPÉCIES LENHOSAS

Tese aprovada junto ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção do título de doutor em Ecologia.

Banca examinadora:

_____

Prof. Dr. José Roberto Rodrigues Pinto
Orientador - UnB

_____

Prof. Dr. José Felipe Ribeiro
Membro Titular - Embrapa

_____

Prof. Dr. Bruno Machado Teles Walter
Membro Titular - Embrapa

_____

Profa. Dra. Alessandra Nasser Caiafa
Membro Titular - UFRB

_____

Profa. Dra. Giselda Durigan
Membro Titular - Instituto Florestal

_____

Prof. Dr. Manoel Cláudio Silva Júnior
Suplente - UnB

Dedicatória

À Jeanine Maria Felfili, que amava o Cerrado.

AGRADECIMENTOS

Ao longo da construção deste trabalho muitas pessoas contribuíram e se fizeram presentes com seu apoio moral e técnico-científico, a quem presto aqui meus sinceros agradecimentos:

À minha mãe, Marlene Castro Ossami de Moura, minha maior incentivadora, por seu apoio incondicional e acompanhamento nesta etapa importante de minha vida. Ao meu pai, Antonio Carlos de Moura Ferreira (*in memoriam*), por tudo que me ensinou, principalmente a ter perseverança.

Ao Rafael Machado de Sousa, meu companheiro, pelo carinho, apoio e compreensão que me dá há tantos anos.

À Dra. Jeanine Maria Felfili (*in memoriam*), minha orientadora, por todos os ensinamentos transmitidos na universidade, nos trabalhos de campo, congressos e reuniões. Como poucas pessoas, ela soube associar pesquisa e militância política pelas causas ambientais, não se fechando na "torre de marfim" acadêmica. Ela deixa muitas saudades, mas o que plantou em mim e em seus orientandos jamais será esquecido!

Ao Dr. José Roberto Rodrigues Pinto, meu orientador, por ter aceito o desafio de assumir minha orientação, se mostrando sempre muito atencioso, cordial e prestativo, apesar de seus inúmeros afazeres. Sua orientação foi imprescindível para o desenvolvimento e escrita desta tese!

À amiga e colega de trabalho Adriana Panhol Bayma, analista ambiental do Núcleo Cerrado e Pantanal/DCBio/SBF/MMA, por toda a paciência, compreensão e apoio nesses anos em que me dividi entre trabalho e estudo. Agradeço também ao Diretor do Departamento de Conservação da Biodiversidade, Braúlio Ferreira de Souza Dias, e à Gerente Daniela América Suarez de Oliveira, pelo apoio prestado.

Às amigas Dra. Vera Lúcia Gomes Klein e Dra. Míriam Plaza Pinto, pelo incentivo recebido para fazer o Doutorado, quando da conclusão do Mestrado em Ecologia e Evolução na UFG.

A todas as pessoas que comigo participaram dos trabalhos de campo: Gabriel Damasco do Vale, José Roberto Rodrigues Pinto, Joxleide Mendes da Costa, Newton Rodrigues, José Hermínio Inácio (Seu Deco), Juliana Silvestre Silva, Christopher Willian Fagg, Emma Fagg e Audálio Rodrigues de Mello. À Dra. Maria Antonia Carniello, professora da UNEMAT, pelas informações e apoio prestados para o trabalho de campo em Cáceres - MT.

Ao Dr. Christopher Willian Fagg e Dra. Maria Cristina Felfili, que permitiram e auxiliaram o acesso às informações do Projeto Biogeografia do Bioma Cerrado.

À Capes pela concessão da bolsa de estudo no primeiro ano do curso, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da UnB e ao CNPq-PELD (Sítio 10) pelo auxílio financeiro para as pesquisas de campo. Um agradecimento especial ao Dr. Antonio Alberto Jorge Farias Castro, coordenador do projeto "Biodiversidade e Fragmentação de Ecossistemas nos Cerrados Marginais do Nordeste" do PELD - Sítio 10, pelo importante apoio recebido durante o desenvolvimento dos trabalhos de campo realizados no estado do Piauí, e também pelas discussões e conhecimentos proporcionados a respeito dos "cerrados do Nordeste".

Ao Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF), pela concessão de licença para pesquisa e hospedagem no Parque Estadual do Rio Preto. Aos proprietários rurais da região de Cáceres, que permitiram nosso acesso em suas propriedades.

Ao Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet) pelo fornecimento dos dados climáticos.

À. Dra. Carolyn C. Proença (Departamento de Botânica - UnB) e Dr. Benedito Alísio da Silva Pereira (Pesquisador do IBGE) pela identificação botânica de algumas espécies.

Ao doutorando Henrique Augusto Mews, pela ajuda na confecção dos gráficos de solos do capítulo 5.

Ao doutorando Alexandro Solórzano pela tradução dos abstracts.

Aos amigos da UnB: Galiana, Priscila, Karina, Carminha, Cristina, Fabrício, Tamiel, Alexandro, Fred, Samuel, Lílian, Bené, Anne Priscila, Cândida e Aryanne, pela troca de conhecimentos e pelos momentos de descontração passados juntos.

ÍNDICE

Lista de Tabelas..... ix
Lista de Figuras..... xii
Resumo Geral..... xvi
General Abstract..... xix
Capítulo 1 – Introdução Geral..... 21
Hipótese e objetivos..... 25
Revisão bibliográfica..... 27
Referências bibliográficas..... 47
Capítulo 2 - Diversidade, composição florística e estrutura do componente lenhoso em cerrado rupestre no Parque Nacional de Sete Cidades – PI..... 56
Resumo..... 56
Abstract..... 57
Introdução..... 58
Material e métodos..... 59
Resultados..... 62
Discussão..... 65
Agradecimentos..... 72
Referências bibliográficas..... 73
Capítulo 3 - Comunidade lenhosa em cerrado rupestre na região de Cáceres - MT: ecótono Cerrado-Pantanal..... 89
Resumo..... 80
Abstract..... 90
Introdução..... 91
Material e métodos..... 93
Resultados..... 95
Discussão..... 98
Agradecimentos..... 103
Referências bibliográficas..... 104
Capítulo 4 - Identidade florística e estrutura da vegetação lenhosa do cerrado rupestre no Parque Estadual do Rio Preto, MG..... 120
Resumo..... 120
Abstract..... 121
Introdução..... 122

Material e métodos..... 123
Resultados..... 125
Discussão..... 128
Agradecimentos..... 133
Referências bibliográficas 134
Capítulo 5 - Cerrado rupestre: caracterização, relações florísticas e influência de variáveis ambientais..... 149
Resumo..... 149
Abstract..... 150
Introdução..... 151
Material e métodos..... 153
Resultados..... 156
Discussão..... 162
Agradecimentos..... 173
Referências bibliográficas 173
Capítulo 6 - Cerrado rupestre: diferenças e semelhanças da vegetação e fatores ambientais com áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos..... 198
Resumo..... 198
Abstract..... 199
Introdução..... 200
Material e métodos..... 202
Resultados..... 205
Discussão..... 210
Agradecimentos..... 218
Referências bibliográficas..... 218
Considerações Finais..... 243
Referências bibliográficas..... 247

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2 - Diversidade, composição florística e estrutura do componente lenhoso em cerrado rupestre no Parque Nacional de Sete Cidades - PI.

Tabela 1. Características dos solos, número de espécies (S), densidade (N) excluindo os indivíduos mortos, quando presentes nos estudos, porcentagem de indivíduos mortos em pé, área basal dos indivíduos vivos (Gi), índice de diversidade de Shannon (H'), equabilidade de Pielou (J') e métodos adotados nos estudos realizados em áreas de cerrado *sensu stricto*, no Brasil Central e no estado do Piauí. Onde: DB (30 cm) = diâmetro medido à 30 cm do solo e DNS = diâmetro medido ao nível do solo..... 79

Tabela 2. Descritores fitossociológicos em ordem decrescente do valor de importância (VI) das espécies lenhosas em área de cerrado rupestre amostrada no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. Onde: DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, DoA = dominância absoluta e DR = dominância relativa, N.I. = espécie não identificada..... 82

Capítulo 3 - Comunidade lenhosa em cerrado rupestre na região de Cáceres - MT: ecótono Cerrado-Pantanal

Tabela 1. Características dos solos, número de espécies (S), densidade dos indivíduos vivos (N), porcentagem de indivíduos mortos em pé, área basal dos indivíduos vivos (Gi), índice de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J'), em áreas de cerrado *sensu stricto*..... 111

Tabela 2. Descritores fitossociológicos, em ordem decrescente de Valor de Importância (VI), das espécies lenhosas em área de cerrado rupestre em Cáceres, MT. Onde: DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta, DR = dominância relativa e N.I. = espécie não identificada..... 112

Capítulo 4 - Identidade florística e estrutura da vegetação lenhosa do cerrado rupestre no Parque Estadual do Rio Preto, MG

Tabela 1. Características dos solos, número de espécies (S), densidade de indivíduos vivos (N), porcentagem de indivíduos mortos em pé, área basal de indivíduos vivos (Gi), índice de diversidade de Shannon (H') e índice de equabilidade de Pielou (J'), em áreas de cerrado *sensu stricto*. Onde: DB (30 cm) = diâmetro medido à 30 cm do solo e DNS = diâmetro medido ao nível do solo. * Áreas utilizadas na análise de

similaridade florística (Fig. 5)..... 140

Tabela 2. Parâmetros descritores da estrutura da comunidade em ordem decrescente do valor de importância (VI), para as espécies lenhosas (DAS ≥ 5 cm) amostradas em área de cerrado rupestre (10 parcelas de 20 × 50 m), no Parque Estadual do Rio Preto, MG. Onde: DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DR = dominância relativa; Amp = ampla distribuição no cerrado *sensu lato*; Res = distribuição restrita no cerrado *sensu lato* e Rup = distribuição restrita a ambientes rupestres..... 142

Capítulo 5 - Cerrado rupestre: caracterização, relações florísticas e influência de variáveis ambientais

Tabela 1. Descrição das oito áreas de cerrado rupestre analisadas, com suas respectivas características: tipos de rocha, coordenadas geográficas, altitude, variáveis climáticas, características estruturais e diversidade. Onde: Long. = longitude; Lati. = latitude; Alti. = altitude; Rocho. = rochosidade; Prec. = precipitação; Tem max = temperatura máxima; Tem min = temperatura mínima; Tem méd = temperatura média; Mes. sec = número de meses secos; S = número de espécies; N = número de indivíduos vivos; Gi = área basal dos indivíduos vivos, a 30 cm do solo; H': índice de diversidade de Shannon; J': índice de equabilidade de Pielou (J')..... 182

Tabela 2 Espécies lenhosas que ocorreram nas oito áreas de cerrado rupestre analisadas, com suas respectivas densidades e distribuição ao longo do bioma (Ratter *et al*. 2003; 2006; Mendonça *et al*. 2008). Onde: Dist. = distribuição; Amp = ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, Res = distribuição restrita no cerrado *sensu lato* e Rup = distribuição restrita a ambientes rupestres. Maiores informações sobre as áreas na Tab. 1..... 183

Tabela 3. Coeficientes de correlação nos dois primeiros eixos de ordenação e correlações ponderadas entre as variáveis ambientais resultantes da análise de correspondência canônica (CCA) para a densidade de 80 espécies amostradas em cinco áreas de cerrado rupestre, em interação com variáveis ambientais. As correlações superiores a 0,5 estão destacadas em negrito. Onde: T min = temperatura mínima. P = 0,002 e F = 6,381 para o primeiro eixo e P = 0,002 e F = 3,801 para todos os eixos canônicos..... 190

Capítulo 6 - Cerrado rupestre: diferenças e semelhanças da vegetação e fatores ambientais com áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos

Tabela 1. Variáveis ambientais das 17 áreas de cerrado *sensu stricto* analisadas. Onde: Precip. = precipitação média anual em mm; T max = temperatura máxima média em

^{o}C; T min = temperatura mínima média em ^{o}C; T méd = temperatura média anual em ^{o}C; Mes. sec. = número de meses secos (precipitação ≤ 2 × temperatura média); Long. = longitude em graus decimais; Lat. = latitude em graus decimais; Alti. = altitude média em m..... 225

Tabela 2. Espécies que ocorreram com mais de 10 indivíduos, considerando as 17 áreas de cerrado *sensu stricto* analisadas, e suas densidades. Onde: N = número de indivíduos em todas as áreas. * = espécies consideradas dominantes (ampla distribuição) no cerrado *sensu lato*, segundo Ratter *et al*. (2006). Os números das áreas correspondem aos da Tab. 1, na coluna Local..... 227

Tabela 3. Características estruturais, diversidade e unidades ecológicas (*sensu* Silva *et al*. 2006) das 17 áreas de cerrado *sensu stricto* analisadas. Onde: Gi = área basal dos indivíduos vivos; H' = índice de diversidade de Shannon; J' = índice de equabilidade de Pielou (J')..... 232

Tabela 4. Espécies indicadoras (em negrito) e preferenciais com cinco ou mais indivíduos dos agrupamentos finais gerados pela análise de classificação..... 234

Tabela 5. Espécies generalistas com cinco ou mais indivíduos das divisões finais geradas pela análise de classificação..... 236

Tabela 6. Resumo dos resultados dos dois primeiros eixos das análises de correspondência canônicas (CCA) para a densidade de 144 espécies em 17 áreas de cerrado *sensu stricto*, em interação com variáveis ambientais e espaciais e dos testes de permutação de Monte Carlo..... 237

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2 - Diversidade, composição florística e estrutura do componente lenhoso em cerrado rupestre no Parque Nacional de Sete Cidades - PI.

Figura 1. Localização do estado do Piauí no Brasil, e do Parque Nacional de Sete Cidades no estado do Piauí, indicando localização sua ecotonal entre os biomas Cerrado e Caatinga. Fontes: IBGE (2001; 2004); MMA (2006)..... 84

Figura 2. Área de estudo, Parque Nacional de Sete Cidades, PI. 2A. Área de cerrado rupestre, vista ao longe, evidenciando o aspecto insular da fisionomia. 2B. Aspecto geral da área de estudo. 2C e 2D. Detalhes da área de estudo, com indivíduos crescendo entre rochas. 2E. Demarcação de parcela. 2F. Medição de diâmetro de indivíduo entre rochas. Fotos de Iona'i Ossami de Moura..... 85

Figura 3. Distribuição por classes de diâmetro dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. Os números acima das barras indicam o número de espécies em cada classe diamétrica..... 86

Figura 4. Distribuição por classes de altura dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. Os números acima das barras indicam o número de espécies em cada classe de altura..... 87

Figura 5. Classificação pelo método TWINSPAN de 23 áreas de área de cerrado *sensu stricto*. Ver descrição das áreas na Tab. 1..... 88

Capítulo 3 - Comunidade lenhosa em cerrado rupestre na região de Cáceres - MT: ecótono Cerrado-Pantanal

Figura 1. Localização do município de Cáceres no estado de Mato Grosso e no Brasil, indicando sua localização ecotonal entre os biomas Cerrado e Pantanal (Fontes: IBGE 2001; 2004; 2007)..... 115

Figura 2. Área de estudo, região de Cáceres, MT. 2A e 2B. Visão geral da região de estudo, demonstrando o mosaico de fitofisionomias. 2C, 2D e 2E. Detalhe da área de estudo, com indivíduos crescendo entre rochas. 2F. Levantamento da vegetação em campo. Fotos de Iona'i Ossami de Moura (2B, 2C, 2D e 2E) e Christopher Fagg (2A e 2F)..... 116

Figura 3. Distribuição por classes de diâmetro dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre na região de Cáceres, MT. Os números acima das barras indicam o número de espécies em cada classe diamétrica..... 117

Figura 4. Distribuição por classes de altura dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre na região de Cáceres, MT. Os números acima das barras indicam o

número de espécies em cada classe de altura..... 118

Figura 5. Dendrograma de similaridade florística obtido pelo método de médias ponderadas por grupo (UPGMA) e aplicado ao coeficiente de Sørensen para flora lenhosa amostrada em 21 áreas de cerrado sensu stricto. Onde: A1= Cáceres - MT, A2 = Nova Xavantina - MT, A3 = Canarana - MT, A4 = Água Boa - MT, A5 = APA Rio Cuiabá - MT, A6 = Grande Cuiabá - MT, A7 = APA Chapada dos Guimarães - MT, A8 = Cuiabá - MT, A9 = Corumbá - MS, A10 = Correntina - BA, A11 = São Desidério - BA, A12 = Formosa do Rio Preto - MG, A13 = Estação Ecológica de Águas Emendadas - DF, A14 = APA Gama-Cabeça de Veado - DF, A15 = Parque Nacional de Brasília - DF, A16 = Silvânia - GO, A17 = Patrocínio - MG, A18 = Parque Estadual dos Pireneus - GO, A19 = Cocalzinho de Goiás - GO, A20 = Fazenda Sucupira - DF, A21 = Serra Dourada - GO. Ver descrição das áreas na Tab. 1..... 119

Capítulo 4 - Identidade florística e estrutura da vegetação lenhosa do cerrado rupestre no Parque Estadual do Rio Preto, MG

Figura 1. Localização do Parque Estadual do Rio Preto, no estado de Minas Gerais, Brasil, indicando sua localização marginal no bioma Cerrado (Fontes: IBGE 2001; 2004; MMA 2006)..... 144

Figura 2. Área de estudo, Parque Estadual do Rio Preto, MG. 2A e 2B. Visão geral da área de estudo, evidenciando o mosaico de fitofisionomias. 2C e 2D. Detalhe da área de estudo, com indivíduos crescendo entre rochas. 2E. Medição de diâmetro de indivíduo. 2F. Coleta de material botânico. Fotos de Iona'i Ossami de Moura..... 145

Figura 3. Distribuição por classes de diâmetro dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre no Parque Estadual do Rio Preto, Minas Gerais. Os números sobre as barras indicam o número de espécies em cada classe diamétrica..... 146

Figura 4. Distribuição por classes de altura dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre no Parque Estadual do Rio Preto, Minas Gerais. Os números sobre as barras indicam o número de espécies em cada classe de altura..... 147

Figura 5. Dendrograma de similaridade florística obtido pelo método de médias ponderadas por grupo (UPGMA) e aplicado ao coeficiente de Sørensen para flora lenhosa amostrada em 16 áreas de cerrado *sensu stricto*. Onde: A1= Parque Estadual do Rio Preto - MG (PERP), A2 = Parque Estadual dos Pireneus - GO, A3 = Cocalzinho de Goiás - GO, A4 = Serra Dourada - GO, A5 = Parque Nacional de Brasília - DF, A6 = Silvânia - GO, A7 = Patrocínio - MG, A8 = Alto Paraíso - GO, A9 = Serra da Mesa - GO, A10 = Correntina - BA, A11 = São Desidério - BA, A12 = Formosa do Rio Preto - MG, A13 = Brotas - SP, A14 = Abaeté - MG, A15 = Parque

Nacional da Serra do Cipó - MG, A16 = Paraopeba - MG. Ver descrição das áreas na Tab. 1..... 148

Capítulo 5 - Cerrado rupestre: caracterização, relações florísticas e influência de variáveis ambientais

Figura 1. Localização geográfica das oito áreas de cerrado rupestre utilizadas no estudo: Parque Nacional de Sete Cidades (PI), Parque Estadual do Rio Preto (MG), Parque Estadual dos Pireneus (GO) – duas áreas: Portal e Três Picos, Cocalzinho de Goiás (GO), Fazenda Sucupira (DF), Serra Dourada (GO), Cáceres (MT). Fontes: IBGE (2001; 2004)..... 191

Figura 2. Amplitude (eixos no topo e na parte inferior das barras), mediana (linha no interior das barras), 1º quartil (limite inferior da barras) e terceiro quartil (limite superior da barra) para as porcentagens de areia, argila, silte e matéria orgânica (MO), potencial hidrogeniônico (pH) dos solos e altitude em 50 parcelas de cinco áreas de cerrado rupestre. Letras diferentes nos topos das barras indicam diferenças significativas pelo teste de Student-Newman-Keuls ($p < 0,05$)..... 192

Figura 3. Amplitude (eixos no topo e na parte inferior das barras), mediana (linha no interior das barras), 1º quartil (limite inferior da barras) e terceiro quartil (limite superior da barra) para os teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), capacidade de troca catiônica (CTC), porcentagem de saturação por alumínio (m) e saturação por bases (V) dos solos em 50 parcelas de cinco áreas de cerrado 193
rupestre. Letras diferentes nos topos das barras indicam diferenças significativas pelo teste de Student-Newman-Keuls ($p < 0,05$).....

Figura 4. Amplitude (eixos no topo e na parte inferior das barras), mediana (linha no interior das barras), 1º quartil (limite inferior da barras) e terceiro quartil (limite superior da barra) para os teores de zinco (Zn), ferro (Fe), cobre (Cu), manganês (Mn), alumínio (Al) e acidez potencial (H + Al) dos solos em 50 parcelas de cinco áreas de cerrado rupestre. Letras diferentes nos topos das barras indicam diferenças significativas pelo teste de Student-Newman-Keuls ($p < 0,05$)..... 194

Figura 5. Dendrograma de similaridade florística obtido pelo método de médias ponderadas por grupo (UPGMA) e aplicado ao coeficiente de Sørensen para flora lenhosa de oito áreas de cerrado rupestre. Onde: A1= Parque Nacional de Sete Cidades - PI; A2 = Parque Estadual do Rio Preto - MG; A3 = Cáceres - MT; A4 = Parque Estadual dos Pireneus-Três Picos - GO; A5 = Parque Estadual dos Pireneus-Portal - GO; A6 = Cocalzinho de Goiás - GO; A7 = Fazenda Sucupira - DF; A8 = Serra Dourada - GO. Ver descrição das áreas na Tab. 1..... 195

Figura 6. Diagrama de ordenação das parcelas de cinco áreas de cerrado rupestre e das variáveis ambientais representados pelos dois primeiros eixos de ordenação obtidos pela análise de correspondência canônica (CCA). Onde: Triângulos transparentes = parcelas do Parque Estadual do Rio Preto (MG); quadrados pretos = parcelas de Cáceres (MT), círculos pretos = parcelas do Parque Nacional de Sete Cidades (PI), círculos transparentes = parcelas do Parque Estadual dos Pireneus Três Picos (GO) e triângulo preto = parcelas do Parque Estadual dos Pireneus Portal (GO). T min = temperatura mínima média..... 196

Figura 7. Diagrama de ordenação das espécies de cinco áreas de cerrado rupestre e das variáveis ambientais representados pelos dois primeiros eixos de ordenação obtidos pela análise de correspondência canônica (CCA). Os códigos das espécies correspondem às quatro primeiras letras do gênero e as três primeiras letras do epíteto botânico (vide Tab. 2). Tmin = temperatura mínima média..... 197

Capítulo 6 - Cerrado rupestre: diferenças e semelhanças da vegetação e fatores ambientais com áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos

Figura 1. Localização das 17 áreas de estudo. Parque Nacional de Sete Cidades (PI) rochoso e areia, Parque Estadual do Rio Preto (MG), Parque Estadual dos Pireneus (GO) - duas áreas: Portal e Três Picos, Cocalzinho de Goiás (GO), Serra Dourada (GO), Alvorada do Norte (GO), Silvânia (GO), Fazenda Sucupira (DF), Paracatu (MG), Correntina (BA), São Desidério (BA), Cáceres (MT), Nova Xavantina (MT), Água Boa (MT) e APA Cabeceiras do Rio Cuiabá (MT). Onde: PE Pireneus = Parque Estadual dos Pireneus. Fontes IBGE (2001; 2004; 2007)..... 238

Figura 2. Dendrograma de classificação pelo método TWINSPAN das 17 áreas de cerrado *sensu stricto* analisadas e espécies indicadoras (ver Tab. 1)..... 239

Figura 3. Influência da variação ambiental, espacial, espacial + ambiental e não explicada nas análises de correspondência canônica (CCA) para a densidade absoluta de 144 espécies registradas em 17 áreas de cerrado *sensu stricto* (ver Tab. 1)..... 240

Figura 4. Diagrama de ordenação das 17 áreas de cerrado *sensu stricto* (indicadas pelos números de 1 a 17, numeradas conforme Tab. 1 e das variáveis ambientais nos dois primeiros eixos de ordenação pela análise de correspondência canônica (CCA1)... 241

Figura 5. Diagrama de ordenação das espécies que ocorreram em 17 áreas de cerrado *sensu stricto* (vide Tab. 1) e das variáveis ambientais nos dois primeiros eixos de ordenação pela análise de correspondência canônica (CCA1). Os códigos das espécies correspondem às quatro primeiras letras do gênero e às três primeiras letras do epíteto botânico (vide Tab. 2)..... 242

RESUMO GERAL

A estrutura e a composição florística da vegetação em ambientes rochosos vêm sendo estudadas em todo o Brasil, tanto em afloramentos graníticos como em afloramentos quartzíticos e areníticos, abordando principalmente a vegetação de menor porte, como a presente nos campos de altitude e campos rupestres. No entanto, poucos são os estudos que tratam da vegetação lenhosa em afloramentos rochosos, como por exemplo, o cerrado rupestre. O objetivo geral deste trabalho foi caracterizar o cerrado rupestre de forma fitogeográfica, por meio do estudo da composição florística, da estrutura da comunidade lenhosa e das relações entre a vegetação e fatores ambientais em três áreas marginais do bioma Cerrado, e compará-las com outras amostragens em cerrado rupestre no Brasil Central e em cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos ao longo do bioma. As três áreas amostradas localizam-se próximas aos limites do bioma Cerrado: uma em região com influência da Caatinga, no Parque Nacional de Sete Cidades - PI; uma em região com influência da Mata Atlântica, no Parque Estadual do Rio Preto - MG; e outra em região com influência do Pantanal, na região de Cáceres - MT. Para todas as áreas seguiu-se a mesma metodologia de amostragem: em cada área foram estabelecidas aleatoriamente 10 parcelas de 20 × 50 m, onde foram medidos o diâmetro a 30 cm da superfície do solo (DAS) e a altura total de todos os indivíduos encontrados no interior das parcelas com DAS igual ou superior a 5 cm. Os dados ambientais coletados para essas áreas foram: variáveis químicas e físicas dos solos; precipitação média anual; temperaturas máxima, mínima e média anual; número de meses secos; altitude; tipo de rocha e percentual de rochosidade. A avaliação da vegetação foi realizada por meio de análises dos parâmetros fitossociológicos, de diversidade, de estrutura diamétrica e de alturas, de similaridade florística, de classificação e de ordenação dos dados da vegetação e variáveis ambientais. No Parque Nacional de Sete Cidades foram registradas 47 espécies, pertencentes a 39 gêneros e 20 famílias botânicas. A densidade total foi de 456 ind ha^{-1} e a área basal 4,69 m^2 ha^{-1}. O índice de diversidade de Shannon (H') foi calculado em 3,11 e o índice de equabilidade de Pielou (J') foi de 0,81. Na região de Cáceres foram registradas 69 espécies, distribuídas em 57 gêneros e 31 famílias botânicas. A densidade foi de 993 ind ha^{-1} e a área basal 10,33 m^2 ha^{-1}. O índice de diversidade H' foi de 3,48 e a equabilidade J' de 0,82. No Parque Estadual do Rio Preto foram encontradas 42 espécies, distribuídas em 35 gêneros e 21 famílias. A densidade foi de 489 ind ha^{-1} e a área basal de 8,4 m^2 ha^{-1}. A diversidade foi de H' = 3,08 e a equabilidade J'= 0,82. A florística nas áreas de cerrado rupestre foi composta por espécies com ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (48,1% do total das espécies), espécies com distribuição restrita no cerrado *sensu lato* (49,7%)

e espécies restritas a ambientes rupestres (2,2%). Dentre as espécies com distribuição restrita ao cerrado *sensu lato* constam aquelas ecotonais ou acessórias, no caso das áreas marginais. No Parque Nacional de Sete Cidades foram registradas oito espécies de ocorrência limitada ao cerrado do Nordeste: *Copaifera coriacea*, *Himatanthus drasticus*, *Stryphnodendron coriaceum*, *Callisthene microphylla*, *Dimorphandra gardneriana*, *Mimosa verrucosa*, *Parkia platycephala* e *Aspidosperma multiflorum*. No Parque Estadual do Rio Preto foi registrada uma espécie de Mata Atlântica, *Geissospermum laeve*, e em Cáceres uma espécie proveniente da Amazônia e amplamente distribuída nas áreas úmidas do Pantanal: *Vochysia divergens*. Dentre as espécies que não são exclusivas de ambientes rupestres constam aquelas típicas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos e também de ambientes florestais, provavelmente em função da distribuição em mosaicos das áreas de cerrado rupestre, como ilhas de vegetação em meio às outras fitofisionomias, e também das características de micro-habitats ocasionadas pelos afloramentos rochosos. A diversidade alfa das áreas de cerrado rupestre foi similar à do cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, porém a estrutura da vegetação lenhosa apresentou grandes variações. As áreas de cerrado rupestre apresentaram diferenciações na distribuição da flora. Esta variação provavelmente foi ocasionada pela localização geográfica das áreas, que podem ser influenciadas pelos biomas vizinhos e também por variações ambientais, especialmente temperatura mínima e fertilidade, textura e acidez dos solos. Foi detectado que *Kielmeyera speciosa*, *Miconia albicans*, *Miconia ferruginata*, *Schwartzia adamantium*, *Palicourea rigida*, *Tibouchina papyrus* e *Vochysia thyrsoidea* demonstraram preferência por ambientes rupestres. A análise de classificação envolvendo solos rochosos e solos profundos gerou divisões fortes entre as áreas, porém as dicotomias geradas não separaram todas as áreas de cerrado rupestre das áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, exclusivamente. Assim, apenas a presença de afloramentos rochosos e solos mais rasos não geram comunidades floristicamente e estruturalmente diferentes e isoladas no cerrado *sensu stricto*, e outros aspectos devem influenciar mais fortemente a similaridade ou dissimilaridade entre estas áreas, tais como fatores ambientais e espaciais locais, como fertilidade do solo e altitude, e/ou regionais como clima, latitude e longitude. A análise de ordenação que utilizou variáveis climáticas, espaciais, tipo de solo e de rochas, demonstrou que a densidade e a composição florística das áreas avaliadas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos e de cerrado rupestre se correlacionam com altitude e número de meses secos, e evidenciaram a importância da latitude na distribuição das áreas em função da composição florística e da densidade de indivíduos.

Palavras-chave: afloramentos rochosos, Cerrado, fitogeografia, fitossociologia, relação espécie-ambiente.

GENERAL ABSTRACT

Structural and floristic composition surveys on Brazilian granite, quartzite and sandstone outcrop vegetation, focus mainly on the smaller vegetation (herbaceous layer), common in high altitude fields. However, few studies focus on the woody component of rock outcrop vegetation, such as rocky soil savannas. Our main goal was to perform a phytogeographical characterization of rocky soil savanna, analyzing the floristic composition, community structure and the relationships between vegetation and environmental variables in three marginal areas of the Cerrado Biome. We also compared our data set with other published rocky soil savanna studies in central Brazil and deep soil cerrado *sensu stricto* throughout the biome. The three study sites are located in the outer rims of the Cerrado biome: Parque Nacional Sete Cidades - PI, with Caatinga biome influence; Parque Estadual Rio Preto - MG, with Atlantic Coastal Forest infleunce and Cáceres region - MT, with Pantanal influence. All sites were sampled using the same method: ten 20 m x 50 m plots (1000 m^2) were placed at each study site and each individual with D30 > 5 cm was measured for diameter and height. We sampled the following environmental data: chemical and physical soil variables, mean annual precipitation, temperature maximum, minimum and annual average, number of dry months, altitude, rock type and percentage of rocks. We preformed the following analysis: phytosociological parameters, diversity, diameter and hight structure, floristic similarity, classification and ordination of the vegetation using environmental variables. At the Parque Nacional Sete Cidades we registered 47 species within 39 genera and 20 families. A total of 456 ind ha^{-1} were sampled with a basal area of 4.69 m^2 ha^{-1}. The Shannon diversity index (H') was 3.11 and Pielou equability index (J') was 0.81. In the Cáceres region we registered 69 species within 57 genera and 31 families. A total of 993 ind ha^{-1} were sampled with a basal area of 10.33 m^2 ha^{-1}. The diversity index (H') was 3.48 and Pielou equability index was 0.82. At the Parque Estadual do Rio Preto we found 42 species within 35 genera and 21 families. A total of 489 ind ha^{-1} were sampled with a basal area of 8.4 m^2 ha^{-1}. The diversity index (H') was 3.08 and equability index (J') was 0.82. The rocky soil savanna floristic composition was composed by widely distributed species in the cerrado *sensu lato* (48.1% of total species), species with restricted distribution in the cerrado *sensu lato* (49.7%), and species restricted to rocky areas (2.2%). Among the species with restricted distribution in the cerrado *sensu lato* are some ecotonal or accessory species, in the case of marginal areas. At the Parque Nacional de Sete Cidades we recorded seven species unique to the northeastern part of the cerrado: *Copaifera coriacea*, *Himatanthus drasticus*, *Stryphnodendron coriaceum*, *Callisthene microphylla*, *Dimorphandra gardneriana*, *Mimosa verrucosa*, *Parkia platycephala* and

Aspidosperma multiflorum. At the Parque Estadual do Rio Preto we found *Geissospermum laeve*, a typcial Atlantic Coastal Forest species and in Cáceres an Amazonian species, widely spread in the humid areas of the Pantanal: *Vochysia divergens*. Among species that are not unique to rocky environments are those typical of deep soils cerrado *sensu stricto* and also from forest environments. This is probably due to the mosaic rocky soil savanna distribution, characterized as islands of vegetation in the midst of other vegetation types, and also the microhabitats caused by rock outcrops. Alpha diversity was similar to deep soil cerrado *sensu stricto*, however the woody vegetation structure showed large variations. The rocky soil savanna sites showed differences in floristic composition, probably due to geographic location influenced by neighboring biomes and environmental variables, especially minimum temperature and soil acidity, fertility and texture. We found that *Kielmeyera speciosa*, *Miconia albicans*, *Miconia ferruginata*, *Schwartzia adamantium*, *Palicourea rigida*, *Tibouchina papyrus* and *Vochysia thyrsoidea* demonstrated a preference for rocky environments. The classification analysis between rocky soil and deep soil savannas generated strong divisions between areas, but the dichotomies did not separate exclusively all rocky soil savanna sites from deep soils sites. Thus, the sole presence of rocky outcrops and shallow soils do not create floristically and structurally different communities isolated in the cerrado *sensu stricto*. Local factors such as soil fertility and altitude or regional aspects such as climate, latitude and longitude should influence more strongly the similarity or dissimilarity between these areas. Ordination analysis, using climatic, spatial, soil and rock type variables, showed that density and floristic composition of deep soils cerrado *sensu stricto* and rocky soil savanna are correlated with altitude and number of dry months. This emphasized the importance of latitude in the distribution of areas in function of the floristic composition and density.

Key words: Cerrado, phytogeography, phytosociology, rock outcrops, species-environment relationship.

Capítulo 1

Introdução geral

O cerrado *sensu stricto* com cobertura arbórea de até 60% (Eiten 1994) ocorre predominantemente em Latossolos e Neossolos Quartzarênicos, mas também pode estar presente sobre outros tipos de solo no bioma Cerrado (Reatto *et al*. 2008). Ribeiro & Walter (2008) subdividem o cerrado *sensu stricto* em quatro subtipos: cerrado denso, cerrado típico, cerrado ralo e cerrado rupestre. Tal subdivisão leva em consideração a densidade arbóreo-arbustiva, no caso dos três primeiros subtipos, e também o ambiente em que a vegetação se encontra, no caso do cerrado rupestre. Segundo os autores, o cerrado rupestre ocorre em solos rasos com presença de afloramentos de rocha, com cobertura arbórea variando de 5% a 20%, altura média de 2 m a 4 m e com espécies características, adaptadas a esse ambiente. Várias amostragens quantitativas de cerrado *sensu stricto* foram estudadas no âmbito do projeto Biogeografia do Bioma Cerrado (Felfili & Silva Júnior 2001; Felfili *et al*. 1994; 1997; 2004) e outros estudos (p. ex. Oliveira-Filho & Martins 1991; Durigan *et al*. 2002; Meira Neto & Saporetti Júnior 2002; Silva & Soares 2002; Teixeira *et al*. 2004; Balduíno *et al*. 2005) , mas as pesquisas sobre a estrutura da vegetação de cerrado rupestre ainda são escassas (Manoel 1999; Albino 2004; Costa 2005; Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009).

Os cerrados rupestres ocorrem sobre Neossolos Litólicos, que são solos rasos e com presença de afloramentos de rocha, e por isso a penetração do sistema radicular das plantas é difícil, sendo que o estabelecimento de plantas arbóreas nestes solos ocorre apenas quando estas encontram fendas entre as rochas (Ribeiro & Walter 2008). Além disso, Reatto *et al*. (2008) mencionam que esses solos são muito atingidos por enxurradas e quando estão em áreas acidentadas são altamente suscetíveis a erosão. Estima-se que os Neossolos Litólicos ocorram em 7,3% do bioma e têm como vegetação natural predominante campo rupestre e cerrado rupestre (Reatto *et al*. 2008). De acordo com o sistema brasileiro de classificação de solos (Embrapa 1999), os solos litólicos estão agrupados, juntamente com outros tipos de solo, na categoria dos Neossolos e, como o próprio nome diz são solos novos, em via de formação, constituídos por material mineral ou por material orgânico com menos de 30 cm e ausência de horizonte B diagnóstico.

Em virtude de sua peculiaridade topográfica, da quase ausência de substrato, e em alguns casos, da escassez de água e da severidade climática, os ambientes rochosos proporcionam diversos micro-habitats e, portanto, diferentes possibilidades para o

estabelecimento de plantas. Segundo Jumpponem *et al.* (1999), a distribuição espacial de plantas pioneiras em afloramentos rochosos não se dá de forma aleatória, mas é determinada pela presença de microambientes desejáveis para a sua germinação e estabelecimento. Assim, nos afloramentos rochosos podem coexistir locais expostos ao pleno sol, ventos e geadas, até locais abrigados, permanentemente sombrios e úmidos (Fernandes & Baptista 1988). Esses microambientes afetam a distribuição de espécies por interferirem na profundidade do solo, com maior acúmulo de sedimentos em habitats horizontais (Conceição & Pirani 2005) e com solos mais rasos ou ausentes em locais mais escarpados. Além disso, refletem também no fluxo hídrico, com rápida perda de água por escoamento nos declives acentuados e retenção de água em áreas planas e semi-côncavas (Silva *et al*. 1996). Locais de diferentes litologias são caracterizados por diferenças na estabilidade dos declives, variando com relação ao maior ou menor desgaste das rochas; já as variações na inclinação das rochas podem afetar o grau de insolação e, consequentemente, a disponibilidade de umidade (Parker 1991). Outros fatores tais como elevação, radiação solar potencial, tipo de substrato (Wiser 1998), temperatura (Keever *et al*. 1951), área e idade do afloramento, fatores antrópicos (Wyatt & Fowler 1977), dentre outros, também exercem influência sobre a distribuição da vegetação em ambientes rupestres.

Condições de substrato provavelmente determinam a maior ocorrência de árvores nos cerrados rupestres, em contraposição aos campos rupestres, que são mais comuns sobre afloramentos de rochas onde as plantas lenhosas são mais escassas (Werneck & Espírito-Santo 2002; Moura 2006; Conceição & Pirani 2007). Walter (2006) discorre sobre a ampla variação nomenclatural existente ao se tratar dos campos rupestres, onde alguns autores tratam-no em sentido mais amplo, composto por formações campestres, savânicas e florestais, e enquanto outros autores adotam conceituação mais restrita, tal como Ribeiro & Walter (2008), que afirmam que o campo rupestre é uma fitofisionomia predominantemente herbácea-arbustiva, com presença eventual de arvoretas pouco desenvolvidas. Walter (2006) relata, ainda, que a expressão "campo rupestre" geralmente está mais associada aos biomas Cerrado e Caatinga, ao passo que "campo de altitude" ao bioma Mata Atlântica. Segundo Brandão *et al*. (1994) os campos rupestres são formações vegetais que se desenvolvem sobre solos litólicos e afloramentos rochosos, compostos por flora característica, com alto grau de endemismos. Vários estudos tratam da estrutura e composição de campos rupestres, principalmente no estado de Minas Gerais (Brandão & Silva Filho 1993; Brandão *et al*. 1994; Viana & Lombardi 2007), e também na Cadeia da Serra do Espinhaço, nos estados de Minas Gerais e Bahia (Giulietti *et al*. 2000) . Esta fitofisionomia pode ocorrer sobre diferentes substratos rochosos, como canga ferruginosa, laterítica, hematítica e quartzito (Brandão &

Silva Filho 1993; Brandão *et al*. 1994; Viana & Lombardi 2007). Devido a diferenças de profundidade de solo (Brandão & Silva Filho 1993) e características da superfície rochosa (Conceição & Pirani 2005), os campos rupestres apresentam micro-habitats que influenciam a distribuição florística e estrutural, juntamente com a heterogeneidade da composição química do solo, permeabilidade e porosidade (Brandão *et al*. 1994; Conceição & Pirani 2005).

Um dos principais assuntos abordados ao se tratar de vegetação rupestre refere-se às especializações e endemismos que ocorrem nesses ambientes (Baskin & Baskin 1988; Ware 1990; Safford 1999a; 1999b). A presença de espécies adaptadas às condições ambientais mais extremas e de distribuição restrita a ambientes rupestres foi constatada em algumas áreas de cerrado rupestre (Costa 2005; Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al.* 2009). Exemplos são as espécies de plantas como *Schwartzia adamantium* (Cambess.) Bedel ex Giraldo-Cañas, *Wunderlichia crulsiana* Taub. e *Tibouchina papyrus* (Pohl) Toledo, dentre outras. Nestes locais também é comum a presença de espécies com ampla distribuição geográfica como *Byrsonima coccolobifolia* Kunth e *Connarus suberosus* Planch., assim como espécies de distribuição mais restrita no cerrado *sensu lato*, como por exemplo *Eremanthus glomerulatus* Less., *Guapira graciliflora* (Schmidt) Lundell e *Vochysia elliptica* Mart. (Ratter *et al*. 2003; Amaral *et al*. 2006; Moura 2006; Miranda *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009).

Outra característica marcante de ambientes rupestres é sua localização insular em meio a outras fisionomias (Porembski *et al*. 1998; Sarthou & Villiers 1998; Meirelles *et al*. 1999; Conceição *et al*. 2007; Felfili *et al*. 2007). Como exemplo podemos citar os "pães de açúcar" brasileiros, considerados *inselbergs*, ou seja, formas residuais rochosas desprovidas de manto de alteração (Bigarella 2007), que se elevam de forma abrupta em meio à paisagem. Muitas vezes a vegetação dos *inselbergs* é bastante diferente da vegetação do entorno (Barthlott *et al*. 1993; Perez-Garcia & Meave 2004). No entanto, Burke (2002a; 2002b) encontrou elevada afinidade florística entre os *inselbergs* e a flora da matriz circundante na Namíbia, sustentando a hipótese de que os *inselbergs* podem servir como fontes de espécies recolonizadoras para áreas degradadas do entorno. Segundo o autor, cerca de 50% das espécies dos *inselbergs* foram comuns às espécies encontradas em seus arredores, com destaque para as espécies arbustivas. Considerando o local de distribuição, a flora compartilhada entre *inselbergs* e seu entorno incluiu espécies oportunísticas capazes de crescer em todos os habitats estudados, espécies que requerem maior umidade ocorrendo em linhas de drenagem e nos *inselbergs*, e espécies que ocorrem apenas nas planícies e bases de montanhas. Assim, o conhecimento dos padrões de distribuição de espécies numa área pode contribuir para a compreensão dos principais fatores ambientais que estão determinando a

estrutura da comunidade (Oliveira-Filho 1994; Felfili 1998) e, a partir daí, torna-se possível delinear estratégias para manejo, conservação e recuperação da vegetação.

No bioma Cerrado alguns trabalhos com bases fitogeográficas foram desenvolvidos avaliando a distribuição de espécies lenhosas, sob diferentes metodologias. Ratter & Dargie (1992), com base nos dados de 26 áreas de cerrado *sensu lato* detectaram que a latitude, longitude e a fertilidade do solo (se mesotróficos ou distróficos) influenciam a distribuição da flora. Dando seqüência a essa linha investigativa, Ratter *et al*. (2003; 2006) avaliaram a composição florística da vegetação lenhosa de 376 áreas de cerrado *sensu lato* e savanas amazônicas, utilizando tanto listas oriundas da literatura quanto levantamentos próprios. Os resultados das análises confirmaram a existência de um forte padrão fitogeográfico na distribuição de espécies no bioma, possiblitando a indicação de sete grupos. Segundo esses autores, a área *core* do cerrado *sensu lato* é claramente um *continuum*, e a variação geográfica existente na distribuição de espécies lenhosas baseia-se, principalmente, em fatores edáficos, climáticos e espaciais.

Castro & Martins (1999), com base em comparação florístico-geográfica em escala nacional, utilizando 145 listagens de espécies lenhosas em 78 localidades, afirmam que existem diferenças florísticas entre o cerrado *sensu lato* do litoral e do Nordeste (baixa altitude), do Sudeste Meridional (média altitude) e do Planalto Central (alta altitude), indicando-os como três supercentros de biodiversidade. A separação destes supercentros ocorre em função de duas barreiras climáticas: polígono das secas e polígono das geadas; e também em função das cotas altimétricas de 400-500 m e 900-1.000 m de altitude média, que delimitam estas áreas, conferindo ao bioma padrão florístico lati-altitudinal. Segundo os referidos autores, não existe homogeneidade florística no bioma, e sim um mosaico de espécies peculiares ou centrais e acessórias ou marginais que se sobrepõem, formando centros de distribuição.

Em escala regional, Felfili *et al*. (2004) afirmam que os gradientes fisiográficos como solo e relevo podem exercer maior influência nos padrões de diversidade beta do que as variações latitudinais e longitudinais dentro do bioma Cerrado. O autores compararam a similaridade florística e estrutural da vegetação lenhosa de cerrado *sensu stricto* dentro e entre três unidades fisiográficas (Pratinha, Veadeiros e São Francisco) e seis sistemas de terra. A seleção das áreas amostradas foi realizada com base no sistema de terras proposto por Cochrane *et al*. (1985), ou seja: áreas ou grupos de áreas onde existe padrão recorrente de clima, paisagem, solos e fisionomias de vegetação. Registrou-se uma grande sobreposição na ocorrência de espécies nos locais, mas o tamanho de suas populações variou bastante em cada local. As diferenças florísticas existentes foram associadas à presença de espécies

preferenciais em cada sistema de terra. Análises multivariadas permitiram indicar um gradiente florístico e estrutural seguindo a variação ambiental, relacionado com as unidades fisiográficas e, especialmente, com a profundidade do solo. Como conclusão os autores afirmam que os padrões de diversidade beta são fortes, especialmente em relação à densidade de espécies, devido à distribuição desigual dos indivíduos ao longo do bioma.

Com base nos estudos fitogeográficos citados pode-se assumir que a distribuição de espécies e a estrutura comunitária no Cerrado são influenciadas por diferenciações ambientais entre os locais, tais como latitude, longitude, altitude, temperatura, precipitação, tipo e profundidade de solos e relevo. Assume-se, também, a existência de espécies com ampla distribuição no bioma, assim como espécies com distribuição bastante limitada, endêmicas de determinados locais, ou ainda provenientes de biomas vizinhos, no caso de áreas marginais.

Dentro deste contexto, comparações florísticas, fitossociológicas e análises das relações da vegetação com fatores ambientais, realizadas sob metodologia padronizada, ainda são necessárias para o cerrado rupestre nas áreas marginais e centrais do bioma. Um estudo com abordagem fitogeográfica desta fisionomia permitirá verificar se o cerrado rupestre do Brasil Central guarda relações florísticas e estruturais com os cerrados marginais do bioma, averiguando a existência de uma flora mista ou ecotonal, ou ainda a existência de espécies que caracterizam cada um desses afloramentos. A existência de diferenças marcantes entre as regiões amostradas implica na elaboração e aplicação de estratégias diferenciadas de conservação e manejo, adequadas para cada localidade. Por outro lado, a existência de uma flora comum entre os afloramentos e destes com os cerrados *sensu stricto* sobre Latossolos e Neossolos Quartzarênicos pode levar a estratégias amplas de conservação e manejo da vegetação do Cerrado, em nível nacional.

Hipótese e objetivos

Hipóteses

- No mosaico vegetacional do bioma Cerrado, o cerrado rupestre apresenta flora peculiar, composta por espécies selecionadas pela pequena profundidade dos solos e escassez de substrato nos afloramentos, espécies generalistas das diferentes fisionomias do Cerrado e espécies associadas aos biomas adjacentes, no caso de áreas marginais.
- A estrutura da vegetação do cerrado rupestre é similar ou encontra-se no limite inferior em relação a outras comunidades de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos que ocorrem no bioma, como Latossolos e Neossolos Quartzarênicos, no que se refere à

densidade e área basal por hectare, face às restrições ambientais impostas nos ambientes rupestres.

- Existe relação entre a distribuição e a abundância de espécies do cerrado rupestre e variáveis ambientais, em especial a textura e as propriedades químicas dos solos, a cobertura de rochas, a altitude, a latitude, a longitude, a precipitação e a temperatura.

Objetivo Geral

Caracterizar o cerrado rupestre em termos fitogeográficos, por meio do estudo da composição florística, da estrutura da comunidade lenhosa e das relações vegetação e fatores ambientais em três áreas marginais do bioma Cerrado e compará-las com amostragens em cerrado rupestre no Brasil Central e em cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos ao longo do bioma.

Objetivos Específicos

- Estudar a composição florística, a estrutura comunitária do componente lenhoso e os fatores ambientais em três áreas de cerrado rupestre: uma em área com influência da Caatinga, no Parque Nacional de Sete Cidades - PI; uma com influência de Mata Atlântica, no Parque Estadual do Rio Preto - MG; e outra com influência do Pantanal, na região de Cáceres - MT.
- Investigar a relação entre a vegetação lenhosa e as variáveis ambientais que influenciam na variação da abundância das espécies lenhosas no cerrado rupestre.
- Analisar os padrões de diversidade e similaridade entre as três áreas estudadas, comparando-as com outros levantamentos realizados em cerrado rupestre no Brasil Central e em cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, a fim de verificar a existência de diferenças florísticas e estruturais, associando-as a variáveis ambientais.
- Caracterizar a vegetação lenhosa do cerrado rupestre do ponto de vista fitogeográfico, determinando padrões de riqueza, diversidade e estrutura.

Revisão bibliográfica

Vegetação sobre rochas no mundo

Os habitats rochosos com presença de vegetação ocorrem sobre uma ampla porção do globo terrestre. Apesar de serem locais restritos, muitas vezes de difícil acesso, esses ambientes vêm sendo pesquisados em todo o mundo, em diferentes países e sob diferentes abordagens. Pesquisadores estudaram as comunidades vegetais em afloramentos graníticos, nos Estados Unidos (Burbanck & Platt 1964; Burbanck & Phillips 1983), bem como a vegetação das Montanhas Apalaches (Wiser 1998; Wiser *et al*. 1998; Signell & Abrams 2006) ou dos afloramentos de rocha calcária (*glades*) nos Estados Unidos (Baskin & Baskin 2000; Lawless *et al*. 2006), assim como das *punas* com áreas rochosas no Chile (Lambrinos *et al*. 2006), dos *inselbergs* graníticos conhecidos como *savane roche* na Guiana Francesa (Barthlott *et al*. 1993; Sarthou *et al*. 2003), das *lajas* graníticas ou *inselbergs* da Venezuela (Barthlott *et al*. 1993; Gröger & Barthlott 1996) e da Bolívia (Ibisch *et al*. 1995), dos *inselbergs* granítico-gnáissicos do Brasil, do oeste e leste da África e de Madagascar (Barthlott *et al*. 1993), dos *djebels* ou colinas rochosas e das *dayas* ou depressões sedimentares, na Argélia (Benhouhou *et al*. 2003), dos afloramentos graníticos na Austrália (Clarke 2002a), dos penhascos e habitats rochosos na França Mediterrânea (Lavergne *et al*. 2003), dentre outros locais.

Muitos estudos tentam elucidar quais são os principais fatores ambientais responsáveis pela distribuição de espécies em determinados locais rochosos. Nos Estados Unidos, Wiser (1998) indicou que a elevação, a radiação solar potencial, o tipo de substrato, a inclinação, as fraturas nos afloramentos, a limitação da dispersão e as interações competitivas podem influenciar os padrões de similaridade entre táxons raros presentes nos Apalaches do Sul, formado por rochas félsicas, ricas em silício, oxigênio, alumínio, sódio e potássio, e também nos Apalaches do Norte, formado por rochas máfícas, ricas em ferro e magnésio. Em afloramentos graníticos daquele país, variações ambientais tais como a face de exposição do declive e o grau de declividade, que relacionam-se com a temperatura, evaporação e espaço de fixação de plantas, influenciam a distribuição de espécies (Keever *et al*. 1951). A área e a idade do afloramento, assim como o grau de perturbação sofrido, também afetam o número de espécies presentes (Wyatt & Fowler 1977). Para Wiser *et al*. (1998), em um estudo realizado nos Apalaches do Sul, os parâmetros de solo são importantes preditores para a ocorrência de espécies nos afloramentos rochosos. Já em vegetação sobre afloramentos areníticos, variações no pH do solo podem exercer grande influência sobre a distribuição da vegetação (Jeffries 1985). Em afloramentos serpentínicos, a composição de espécies dos afloramentos relaciona-

se com o tamanho do afloramento, sua posição geográfica, parâmetros do solo e variabilidade inter-anual de precipitação (Gram *et al*. 2004).

Baskin & Baskin (2000) revisaram a literatura sobre a vegetação dos *glades* de rocha calcária e dolomita no Missouri e no meio-oeste dos Estados Unidos, onde foi constatado que o fogo exerce importante papel na manutenção desse ambiente, pois, em sua ausência, plantas lenhosas invasoras passam a dominar o ambiente. Os autores explicam que existe certa confusão na literatura acerca das pradarias xéricas de rocha calcária, que são dominadas por gramíneas C4 perenes, com os *cedar glades*, que apresentam um clímax edáfico dominado por gramíneas anuais C4. Segundo Lawless *et al*. (2006), a origem e manutenção das pradarias xéricas de rocha calcária parecem derivar das interações entre os seguintes fatores: solos rasos, resistência da rocha mãe ao intemperismo, inclinações de moderadas a íngremes, erosão, fogo e pastagem.

Estudos de longo prazo foram realizados por Burbanck & Phillips (1983), que apresentaram resultados de 22 anos de estudos em ilhas de vegetação presentes em pequenas depressões rochosas em três diferentes afloramentos graníticos no Platô Piedmont, na Geórgia, Estados Unidos. Os resultados da primeira amostragem neste local constam em Burbanck & Platt (1964), que utilizaram o termo "comunidades insulares", também chamadas de "ilhas de vegetação" (Conceição *et al*. 2007), para designar agrupamentos de plantas bem delimitados que são cercados por rocha nua. Burbanck & Phillips (1983) verificaram que, apesar da extensão das ilhas não ter aumentado com o tempo, a profundidade do solo aumentou, e que este fato estava associado a mudanças sucessionais na vegetação. Esses autores constaram que o grau de desenvolvimento sucessional da vegetação foi limitado pelo ambiente físico em que as comunidades estavam presentes. Assim, nutrientes e umidade do solo, espaço e, provavelmente, temperatura, são fatores limitantes à sucessão ecológica nesses locais.

Outro estudo de longo prazo foi o de Matthes & Larson (2006), em Ontário, no Canadá, que abordou a dinâmica dos padrões de recrutamento de *Thuja occidentalis* sobre afloramentos calcários em penhascos de pedreiras abandonadas durante 18 anos (Matthes & Larson 2006). Os resultados desse estudo mostram que parece haver um determinado número de sítios seguros nas faces desses declives, e o recrutamento nesses locais limita as mudanças demográficas nas populações ao longo do tempo. Os autores concluíram que, apesar dos estudos em longo prazo sobre espécies de vida longa fornecerem dados relevantes, a variação em curto prazo na resposta de plantas às condições climáticas e locais, tais como ressecamento, umidade do solo e altas temperaturas do solo, queda de rochas ou árvores e

também a ocorrência de noites frias no verão que favorecem a ocorrência de patógenos nas plantas, parecem ser os principais responsáveis por moldar a estrutura desse ecossistema.

No Deserto de Sonora, Estados Unidos, os gradientes ambientais associados aos padrões gerais de vegetação foram examinados em locais litologicamente diversos por Parker (1991). O ângulo de inclinação da vertente e a textura do solo mostraram uma forte relação com os padrões gerais de vegetação, expressos pelas análises de ordenação e classificação, assim como, secundariamente, variações na litologia, expressando os nutrientes do solo e a face de exposição do declive, se relacionaram com os padrões de vegetação.

Na América Latina vários estudos também contribuíram para o conhecimento da vegetação que ocorre em ambientes rochosos. Em afloramentos graníticos na Venezuela a disponibilidade intermitente de água é um dos principais fatores limitantes para a vegetação, pois mesmo um curto período de seca, de apenas algumas semanas, leva a flora a um forte estresse (Gröger & Barthlott 1996). Reforçando esta afirmação, Pérez-Garcia & Meave (2004) estudaram, no México, três comunidades distintas em um gradiente de aridez edáfica, incluindo duas comunidades de ambientes rochosos. Constataram que a riqueza florística decresce com o aumento da aridez edáfica. Segundo esses autores, tal fato se dá em função das espécies presentes em comunidades xerofíticas apresentarem respostas muito sutis às variações de acúmulo de solo e ao regime de luz, por essas espécies possuírem fortes padrões de distribuição agregada, além da influência de efeito de borda em algumas parcelas. No Chile, Lambrinos *et al*. (2006) verificaram que os padrões de dominância de formas de crescimento e a associação de espécies, observados ao longo de uma paisagem de puna, são consistentes com a hipótese de que a água e o estresse termal são importantes agentes estruturadores dos padrões de vegetação neste habitat extremo, mas que outros fatores também podem exercer um papel importante na vegetação destes ambientes, como a exposição ao vento e a pressão da herbivoria. Nas *lajas* (*inselbergs*) da Bolívia, a profundidade do solo e a inclinação podem determinar variações na florística e na freqüência de espécies (Mostacedo *et al*. 2001). Em uma área de formação de rocha calcária em Belize, foi determinado que a topografia afeta a estrutura física das florestas sobre afloramentos calcários no local (Brewer *et al*. 2003).

Ao estudar a vegetação de pequenos afloramentos rochosos graníticos na Costa do Marfim, na África, Porembski *et al*. (1996) encontraram correlação positiva entre o tamanho do *inselberg* e a riqueza em espécies: o número de espécies foi mais elevado nos *inselbergs* maiores. Burke (2002a; 2002b) estudou os *inselbergs* e as áreas matrizes adjacentes na região de Nama Karoo, na Namíbia, no sul da África. O autor verificou que alguns *inselbergs* são mais ricos que outros, possivelmente devido a variações na geologia (dolomita e granito) e

formas de terra associadas (micro-habitats), aumentando a diversidade de habitats e possibilitando maior variedade de nichos e sítios seguros para germinação, e/ou, ainda, a proximidade a habitats montanhosos com elevada diversidade de espécies. As diferenças entre áreas podem ser atribuídas aos parâmetros climáticos, assim como à geologia variável. Já em dois ambientes rochosos distintos no deserto da Argélia, as colinas rochosas (*djebels*) das Montanhas Ougarta e as depressões (*dayas*), foi verificada forte relação entre o crescimento de plantas, as unidades geomorfológicas e as superfícies de deposição (Benhouhou *et al*. 2003). Michelangeli (2000) constatou correlação positiva entre o tamanho de ilhas vegetação e a riqueza em espécies em afloramentos areníticos na Venezuela, assim como entre o volume de solo das ilhas e a riqueza em espécies.

Na África Central, Parmentier *et al*. (2005) caracterizaram a organização espacial da flora ao longo do ecótono floresta-*inselberg* em diferentes escalas de observação, e avaliaram os fatores que poderiam melhor explicar os padrões observados. Os 27 *inselbergs* estudados estavam situados na floresta tropical da parte oeste do continente, na Guiné Equatorial, no norte do Gabão e no sul de Camarões. Em escala local, a composição de espécies foi melhor explicada por um gradiente contínuo de condições edáficas ao longo do ecótono floresta-*inselberg*, gerando uma grande diferenciação de nichos ecológicos. Em escala regional, esses nichos ecológicos são ocupados por diferentes espécies dependendo da disponibilidade do *pool* (total da riqueza) de espécies local. Esse *pool* de espécies sub-regional resulta, provavelmente, de variações nas condições ambientais, como altitude e precipitação, limitação na habilidade de dispersão das plantas e do histórico de mudanças na vegetação devido às flutuações climáticas.

Na região dos Pireneus, na Espanha, foi estudada a estrutura de dois ecótonos contratantes de floresta e pastagem alpinas (Camarero & Gutiérrez 2002). Os dois locais estudados (Ordesa e Tessó) apresentaram heterogeneidade de solos, clima, vegetação e topografia. O ecótono em Ordesa está localizado sobre formações de rocha calcária e arenitos ácidos, e no ecótono em Tessó a rocha mãe é composta principalmente por xistos calcários. Em ambos, o gradiente de elevação afetou a distribuição das diferentes classes de tamanho e formas de vida, mas fatores locais, como o vento (em Ordesa) ou as avalanches (em Tessó), modificaram extremamente este padrão.

Lavergne *et al*. (2003) avaliaram três características funcionais de plantas (área foliar especifica, altura do dossel e biomassa de sementes) para verificar se as espécies endêmicas de penhascos e habitats rochosos na França mediterrânea têm estratégias ecológicas diferentes das espécies com ampla distribuição geográfica. Nos penhascos e habitats rochosos, onde as espécies endêmicas estudadas ocorrem, os recursos podem não limitar o estabelecimento e o

crescimento das plantas, mas o número de micro-habitats favoráveis ao estabelecimento pode ser baixo, o que resulta na baixa coexistência de espécies e na vegetação esparsa e, assim, em um baixo nível de competição acima do solo.

Técnicas de modelagem foram utilizadas para testar a utilidade de um conjunto de parâmetros físicos locais em predizer a ocorrência de quatro espécies raras de afloramento de rocha no sul dos Apalaches, em duas escalas espaciais (Wiser *et al*. 1998). Para os afloramentos rochosos esta abordagem não se mostrou indicada, pois as espécies não foram preditas por parâmetros que podem ser conhecidos *a priori* da ida ao campo, tais como elevação, inclinação, radiação solar potencial ou geologia. Segundo esses autores, nos afloramentos rochosos, os parâmetros de solo são importantes preditores e não podem ser conhecidos antes da visita ao local, tornando imprescindível o trabalho de campo.

Alguns pesquisadores investigaram a ação do fogo nos afloramentos rochosos. Em afloramentos areníticos nos Apalaches, Signell & Abrams (2006) constataram que, sob regime sustentado de fogo, a heterogeneidade na cobertura das rochas cria um mosaico onde as espécies adaptadas ao fogo dominam a paisagem; as espécies sensíveis ao fogo persistem em locais isolados, onde o fogo é menos severo. O fogo neste ambiente parece exercer um papel importante, pois, em sua ausência, a riqueza em espécies pode declinar enquanto espécies sucessionais pioneiras e intermediárias são substituídas por espécies competidoras tolerantes ao sombreamento.

Na Austrália também foram desenvolvidos alguns estudos sobre a vegetação em ambientes rochosos e fogo. Clarke (2002a) verificou que existem diferenças nos regimes de fogo nos afloramentos rochosos e na matriz circundante em New England. Nos afloramentos rochosos, a freqüência e a intensidade de fogo parecem ser menores que na matriz, porque o fogo é afetado pela barreira física da rocha nua, especialmente quando os afloramentos são abobadados ou têm bordas de penhasco. O que quer que explique as diferenças nas respostas ao fogo entre os afloramentos e a matriz, é provável que algumas características da paisagem tenham agido como 'proteção' ao fogo, resultando em uma composição comunitária diferente. A característica insular dos afloramentos, juntamente com o clima e os intervalos de fogo, influenciam os padrões atuais de síndromes de resposta ao fogo neste local (Clarke 2002b). Ainda na Austrália, Yates *et al*. (2003) também constataram que o fogo tem um impacto significante na composição florística das comunidades de plantas dos afloramentos graníticos em Chiddarcooping.

Giraldo-Cañas (2001) realizou estudo de cunho biogeográfico, analisando as afinidades florísticas de três serras e dois afloramentos rochosos na Guayana Colombiana e duas áreas na vertente pacífica da Cordilheira Ocidental Andina da Colômbia. As análises

indicaram que a serra da Macarena é uma área geográfica integrada ao complexo fitogeográfico guayano-colombiano. Para estimar as afinidades florísticas entre as áreas foram contemplados quatro grupos de plantas que apresentam características muito peculiares de endemismo e distribuição na região: *Axonopus* (Poaceae: Panicoideae: Paniceae), *Raddiella* (Poaceae: Bambusoideae: Olyrodae), Rapateaceae y Malpighiaceae.

Vegetação sobre rochas no Brasil

No Brasil alguns trabalhos tratam, dentre outros assuntos, da estrutura e composição da vegetação sobre afloramentos graníticos (Porembski *et al*. 1998; Safford 1999a; Scarano 2002; Caiafa & Silva 2005), como também sobre afloramentos quartzíticos e areníticos (Fernandes & Baptista 1988; Brandão & Silva-Filho 1993; Brandão *et al*. 1994; Conceição & Pirani 2005; Conceição *et al*. 2007), e também sobre canga ferruginosa (Silva *et al*. 1996; Viana & Lombardi 2007), abordando principalmente a vegetação de menor porte, como a presente nos campos de altitude e nos campos rupestres. Outros, ainda, estudam a floresta estacional decidual em afloramentos calcários, como ocorre em Monte Alegre (Nascimento *et al*. 2004) ou São Domingos (Silva & Scariot 2004) no Brasil Central. Poucos são os estudos tratando da vegetação lenhosa de cerrado *sensu stricto* sobre afloramentos rochosos, ou cerrado rupestre (Manoel 1999; Albino 2004; Costa 2005; Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009).

Por outro lado, a vegetação dos afloramentos graníticos dos campos de altitude é mais estudada. Os campos de altitude são campos úmidos e subalpinos, restritos aos mais altos picos e platôs das montanhas do Sudeste brasileiro, e sua distribuição é controlada pela topografia local, pela rede de drenagem e distribuição de tipos de solo (Safford 1999a). Estes afloramentos rochosos são classificados como habitats extremos, onde o estabelecimento e o crescimento de plantas são limitados por fatores como falta de solo e temperaturas congelantes nas noites de inverno (Medina *et al*. 2006). Nota-se o predomínio de monocotiledôneas, mais tolerantes às condições de estresse do que as dicotiledôneas, que cobrem as encostas e formam fragmentos de vegetação totalmente delimitados (Porembski *et al*. 1998; Meirelles *et al*. 1999). Caiafa & Silva (2005), em um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (MG), encontraram predomínio de hemicriptófitos, seguido por caméfitos; ambos formas de vida relacionadas à fisionomia campestre. A diversidade alfa encontrada em suas ilhas de vegetação é considerada alta, e quando são comparados diferentes *inselbergs*, a diversidade beta é elevada (Porembski *et al*. 1998; Meirelles *et al*. 1999). As altas taxas de especiação encontradas nestes ambientes e sua coexistência em habitats isolados podem ser atribuídas a condições históricas, como a estabilidade em longo

prazo, e bióticas, como o intercâmbio evolutivo de táxons entre dossel e afloramentos rochosos seguido por diferenciação de populações locais (Porembski *et al*. 1998).

Um aspecto importante do funcionamento desses tipos de vegetação é a presença de algumas espécies que fornecem condições ambientais apropriadas para a germinação e o crescimento de outras espécies, as chamadas *nurse-plants*, ou plantas-berçário (Scarano 2002). Segundo o referido autor, nos afloramentos rochosos estas são espécies saxícolas pioneiras, capazes de germinar e crescer sobre rochas. Tal fato foi verificado por Medina *et al*. (2006) no Planalto do Itatiaia (RJ), onde as plantas que formam tapete sobre a rocha nua provêm substrato para outras plantas se estabelecerem.

Safford (1999b) verificou que muitos táxons dos campos de altitude brasileiros mostram conexões fitogeográficas com habitats similares nos Andes, possivelmente devido a mudanças climáticas do Cenozóico tardio. Segundo esses autores, as características físico-químicas do solo são bastante similares às dos páramos andinos, particularmente aqueles com substrato geologicamente similar. Apesar de possuírem posições geográficas e latitudinais muito diferentes, os campos de altitude e as formações montanhosas altas do norte dos Andes e da Cordilheira da América Central (Costa Rica) mostram claras congruências macroclimáticas. Nessas congruências reside a base ambiental para as fortes conexões biogeográficas Andes - Sudeste brasileiro, onde paralelismos evolucionários e ecológicos têm se desenvolvido (Safford 1999b). Dada essa semelhança, Safford (1999b) empregou o termo "Páramos brasileiros" para se referir aos campos de altitude do Brasil. No entanto, Ribeiro *et al*. (2007), alertam que o uso deste termo merece cuidado, pois constataram que os campos de altitude brasileiros possuem forte individualidade, principalmente por estarem submetidos a forte sazonalidade, se comparados às vegetações montanhosas do norte do Peru até Costa Rica. Além disso, Ribeiro *et al*. (2007) destacam ainda a individualidade florística dos campos de altitude, dada sua proximidade geográfica com a Florestal Tropical Atlântica, rica em espécies, e sua distância da região andina, apesar da presença de alguns gêneros e espécies comuns.

Benites *et al*. (2003) adotaram a terminologia "Complexos Rupestres de Altitude" (CRA) para denominar as áreas rupestres altimontanas, distinguindo-as de outras fisionomias rupestres como as que ocorrem em ambiente costeiro, as que ocorrem associadas à Caatinga, e os *inselbergs*, constituídos por rocha granítica. Segundo os mesmos autores, devem ser separados os CRA sobre rochas ígneas (granito/gnaisses), onde ocorrem geoformas arredondadas e homogêneas, daqueles sobre rocha quartzítica, com a presença de vários sítios microclimáticos (micro-habitats), denominados de fendas e pontões, além de vales e depressões onde há deposição de areia resultante da decomposição das rochas e acúmulo de

matéria orgânica. As principais diferenças encontradas entre os solos de CRA estudados na Serra da Mantiqueira e na Serra do Espinhaço estão relacionadas a litologias distintas: os solos da Serra do Espinhaço, que são desenvolvidos sobre quartzito, são em média mais pobres em carbono e nutrientes, mostrando feições de maior degradação e conseqüente fragilidade.

Os campos rupestres também são ambientes bem estudados, principalmente os dos estados de Minas Gerais e Bahia. Brandão *et al*. (1994) estudaram nove áreas de campos rupestres situados em áreas de quartzito, laterita ferruginosa, uma mescla de quartzito e laterita ferruginosa ou laterita bauxítica. Dentre os aspectos comuns entre as serras, os substratos normalmente apresentam elevadas taxas de porosidade e permeabilidade, alto grau de reflexão de calor, solos litólicos muito pouco desenvolvidos, rasos, com um horizonte A incipiente, diretamente assentado sobre a rocha ou sobre material intemperizado. Nesse estudo, percebeu-se a existência de uma heterogeneidade entre as áreas com relação à composição química do terreno, permeabilidade e porosidade do solo que influenciam diretamente a distribuição florística. Segundo os mesmos autores, variações na latitude influenciam a distribuição de muitas espécies rupestres; porém não foram observados indícios diferenciais na distribuição de espécies com relação à temperatura e à radiação solar. Conceição & Pirani (2007) avaliaram os padrões de diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina e encontraram um padrão similar na proporção de táxons entre as áreas, independentemente das características próprias de cada local, sugerindo que este ambiente seja determinante de processos reguladores similares, comportando um número de espécies relativamente previsível.

A existência de micro-habitats também é relatada para os campos rupestres, o que ajuda a explicar a riqueza em espécies vegetais e de formas de vida nestes ambientes (Fernandes & Baptista 1988; Brandão & Silva Filho 1993; Conceição & Pirani 2005). Além dos micro-habitats citados para ambientes rupestres, alguns autores avaliaram a vegetação de campos rupestres de forma estratificada, com base em habitats distintos. Conceição & Pirani (2005) observaram três habitats nos topos de morros e serras em Palmeiras (BA), na Chapada Diamantina, que foram designados como: afloramento, entremeio e vala. Os afloramentos são áreas com rocha exposta, vegetação herbáceo-arbustiva descontínua, contendo dois micro-habitats: fresta e ilha de solo. Os entremeios são áreas com solos mais extensos, onde se observa vegetação arbustivo-herbácea sem limite definido entre ela e a superfície rochosa. A vala é o habitat mais restrito, representado por vegetação arbóreo-arbustiva instalada em fendas mais profundas, limitadas por paredes rochosas. Análises multivariadas indicaram grande importância dos locais e habitats sobre a estrutura das comunidades. Os autores

concluíram que a contigüidade entre os diferentes tipos de habitats gera elevada heterogeneidade em área restrita, com variações nos substratos e na composição florística e estrutural, contribuindo para o elevado número de espécies nos campos rupestres. Viana & Lombardi (2007) consideraram quatro ambientes distintos como parte do complexo de campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada (MG): canga couraçada (conglomerados maciços), canga nodular (solo pedregoso, que permite o estabelecimento massivo de vegetação graminóide), capões de mata (pequenos capões de vegetação sub-arbórea densa, associados aos campos rupestres sobre canga) e áreas antrópicas.

Também existem campos rupestres no estado do Pará, onde foi estudada a vegetação sobre canga hematítica na Serra dos Carajás (Silva *et al*. 1996). As cangas assemelham-se a clareiras no interior da floresta tropical, com vegetação baixa e poucos indivíduos de porte arbóreo. Segundo os autores a retenção de água no solo, limitada pela impermeabilidade do substrato de canga hematítica e pelo relevo do terreno, parece influenciar diretamente a composição florística e a fisionomia da vegetação.

A vegetação de porte florestal também pode ser encontrada sobre afloramentos rochosos, como é o caso das matas secas (Ribeiro & Walter 2008). Em Monte Alegre (GO), foram descritas a composição de espécies e a estrutura do componente arbóreo em afloramentos calcários recobertos por Floresta Estacional Decidual (Nascimento *et al*. 2004). De acordo com os autores, geralmente nesses ambientes as rochas são pouco resistentes ao intemperismo, permitindo, deste modo, que elementos trocáveis como o cálcio e o magnésio estejam presentes no solo. Outra área de Floresta Estacional Decidual sobre afloramento calcário foi amostrada em São Domingos (GO) (Silva & Scariot 2004). A diversidade encontrada em São Domingos foi maior que a de outras áreas de afloramento na região, possivelmente devido a maior área coberta por solo neste local do que nos outros locais, mais rochosos. Os autores destacaram a importância de estudos mais detalhados nas matas sobre afloramentos, principalmente devido ao papel que estas desempenham na paisagem, conectando remanescentes de vegetação nativa.

Assim como a vegetação campestre e florestal, a vegetação savânica também pode ocorrer sobre afloramentos rochosos. No entanto, poucos são os estudos tratando da vegetação lenhosa de cerrado rupestre, como o desenvolvido por Manoel (1999), que descreveu a composição florística, a fitossociologia e o estado nutricional de comunidades arbóreas de um cerrado rupestre e de um cerrado ralo em solos arenosos litólicos na Serra Dourada (GO), além de analisar características químicas do solo. Segundo esta autora, as características edáficas do local oferecem algumas restrições à vegetação arbóreo-arbustiva, pois esta se desenvolve entre blocos rochosos quartzíticos, em solos pouco profundos, de textura arenosa,

com cascalho, com baixa disponibilidade de nutrientes, pH elevado e alto teor de alumínio. Foi contatado que o cerrado rupestre, com maior índice de diversidade, difere do cerrado ralo quanto à sua composição florística.

Também na Serra Dourada (GO), Miranda *et al*. (2007) amostraram uma comunidade lenhosa de cerrado rupestre e encontraram diferenças florísticas e estruturais com outras áreas de cerrado *sensu stricto*. A matriz florística desta área pode ser dividida da seguinte forma: 38,9% são espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, 13% possuem distribuição mais restrita no cerrado *sensu lato* e 3,7% são espécies endêmicas de ambientes rupestres. Os autores associaram a elevada ocorrência de indivíduos com diâmetros pequenos às limitações impostas pelos ambientes rupestres.

Amaral *et al*. (2006) adotaram o método de amostragem estratificada para estudar uma vegetação de cerrado rupestre em Brasília (DF), sendo os estratos definidos segundo as características do relevo da área: topo do morro e encosta. As espécies parecem não ter preferências relacionadas às variações no terreno, visto que não houve relação entre a similaridade entre as parcelas e suas posições na área segundo a inclinação do relevo (topo ou encosta). Segundo esses autores, os afloramentos rochosos limitam o desenvolvimento do estrato arbóreo, pois a densidade, a área basal e a altura dos indivíduos no cerrado rupestre foram menores do que as encontradas em áreas de cerrado *sensu stricto* da região, apesar da diversidade ter sido similar.

Moura (2006) e Moura *et al*. (2007) estudaram a composição florística e a estrutura comunitária do componente lenhoso de cerrado *sensu stricto* sobre afloramento de rochas em duas áreas diferentes, localizadas no Parque Estadual dos Pireneus (GO), visando comparar as áreas e investigar a relação entre a vegetação lenhosa e as variáveis ambientais. Em uma área foram registradas 56 espécies, de um total de 507 indivíduos amostrados, e na outra área 65 espécies, resultantes de 1.105 indivíduos observados. As famílias que apresentaram o maior número de espécies nas duas áreas foram: Myrtaceae, Fabaceae e Melastomataceae. A dissimilaridade entre as duas áreas foi confirmada por análises estatísticas, que também indicaram que as áreas diferem principalmente em densidade de indivíduos. Segundo os autores, o cerrado *sensu stricto* que ocorre sobre os afloramentos rochosos nas duas áreas apresenta uma flora peculiar, composta por espécies típicas de afloramentos, assim como espécies generalistas das fisionomias de Cerrado. As características edáficas influenciam nas variações florísticas e estruturais entre as duas áreas.

Pinto *et al*. (2009) amostraram área de cerrado rupestre em Cocalzinho de Goiás (GO). Os autores constataram que as condições ambientais limitantes do ambiente rupestre não resultaram em mudanças expressivas na composição florística, riqueza e diversidade, quando

comparadas com áreas de solos profundos, porém influenciaram a densidade e área basal da vegetação. Segundo estes autores, a flora arbustivo-arbórea do cerrado rupestre, tal como o cerradão, parece não possuir composição florística própria, sendo caracterizada por uma mistura de espécies das demais formações savânicas, especialmente do cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, algumas espécies florestais e também por espécies restritas a ambientes rupestres.

No estado do Piauí, alguns trabalhos em áreas de cerrado rupestre foram desenvolvidos nos últimos anos. Albino (2004) realizou o levantamento florístico e estrutural de cerrado rupestre de uma área de mineração nos municípios de Juazeiro do Piauí e Castelo do Piauí. O referido autor encontrou 829 indivíduos, pertencentes a 22 espécies e 15 famílias. O índice de diversidade de Shannon foi de 1,578. Neste estudo, Fabaceae (cinco espécies), Vochysiaceae (três espécies), Apocynaceae, Combretaceae e Malpighiaceae (duas espécies) foram as famílias mais ricas em espécies. Outro estudo nesta mesma fitofisionomia foi o de Costa (2005), que estudou a fitossociologia e a himenofauna associada à vegetação, também no município de Castelo do Piauí. Foram estudados os componentes arbustivo-arbóreo e o herbáceo-subarbustivo, e foram encontrados 26 famílias, 54 gêneros e 70 espécies, das quais 27 pertenceram ao componente arbustivo-arbóreo e 43 ao herbáceo-arbustivo. As famílias com maior representatividade em número de espécies foram: Fabaceae (seis espécies), Vochysiaceae (três espécies), Anacardiaceae e Combretaceae, com duas espécies cada. Oliveira (2004) analisou a vegetação do Parque Nacional de Sete Cidades - PI, que tem como uma de suas fisionomias o cerrado rupestre. Segundo a autora, o cerrado rupestre do Parque possui plantas pouco desenvolvidas, com até 2 m de altura e diversas adaptações à seca, ocorrendo em afloramentos rochosos (sedimentares ou ferruginosos), que caracterizam este tipo vegetacional, que tem uma flora peculiar. A autora encontrou menor número de espécies no cerrado rupestre do que em outras fitofisionomias do Parque, e associou este fato às condições adversas ao estabelecimento de espécies proporcionadas pelo ambiente rupestre.

Características dos ambientes rochosos e de sua vegetação

Ao se tratar de vegetação sobre afloramentos rochosos, não importando o local de estudo, nota-se a existência de aspectos comuns entre esses locais, principalmente quanto a algumas de suas características físicas e processos ecológicos. Geralmente, trata-se de locais com forte estresse hídrico e de temperatura, que ocorrem em altitudes elevadas e ventos fortes, muitas vezes descritos como habitats extremos com presença de vegetação azonal. Essas características foram citadas em estudos realizados em várias partes do mundo, como Venezuela (Gröger & Barthlott 1996), México (Pérez-Garcia & Meave 2004), Chile

(Lambrinos *et al*. 2006), Brasil (Safford 1999a; Werneck & Espírito-Santo 2002; Conceição & Pirani 2005; Medina *et al*. 2006), Estados Unidos (Wyatt & Fowler 1977; Wiser 1998), Espanha (Camarero & Gutiérrez 2002), Austrália (Yates *et al*. 2003), Belize (Brewer *et al*. 2003) e Costa do Marfim (Porembski *et al*. 1996).

Geralmente ocorre um predomínio de plantas herbáceas nos habitats rochosos. Os *glades* de arenito do Arkansas, estudados por Jeffries (1985), são dominados por plantas herbáceas. Nos locais estudados por Ware (1990), no Sudeste dos EUA, a exposição de rochas próximas ou na superfície do o solo o torna raso demais para suportar uma zona de vegetação arbórea. As pradarias xéricas de rochas calcárias nos Estados Unidos são descritas por Lawless *et al*. (2006) como áreas abertas, não florestais, nas quais as comunidades de plantas herbáceas ocorrem em solos rasos e rochosos. As áreas abertas com rochas expostas amostradas por Sarthou *et al*. (2003) na Guiana Francesa, suportam numerosas herbáceas dispersas, e fragmentos com arbustos separados pela rocha nua, formando um mosaico chamado localmente de *savane-roche*. Clarke (2002a) designou os afloramentos rochosos da Austrália como "habitats mais abertos", ou seja, com menor cobertura vegetal do que a matriz circundante e com predominância de vegetação herbácea .

Um dos principais assuntos abordados ao se tratar de vegetação rupestre refere-se às especializações e endemismos que ocorrem nesses ambientes. Wyatt & Fowler (1977), ao estudarem a vegetação de afloramentos graníticos na Carolina do Norte, registraram a ocorrência de um conjunto peculiar de condições ambientais ao qual uma flora única e, na maior parte, endêmica, se tornou adaptada. A vegetação dos afloramentos rochosos não glaciais do leste dos EUA é composta de conjuntos únicos de táxons de plantas, dos quais em torno de 90 são endêmicos ou quase-endêmicos (Baskin & Baskin 1988). Segundo Godt *et al*. (1996), a flora de afloramentos de rocha de alta elevação do sul dos Apalaches inclui numerosas espécies de plantas raras, como algumas pertencentes às floras alpinas do norte e das tundras, e outras endêmicas do sul dos Apalaches. Também no sul das Montanhas Apalaches, Wiser *et al*. (1998) registraram 40 espécies de afloramento regionalmente raras, incluindo endêmicas do sul dos Apalaches e espécies disjuntas de habitats alpinos, árticos e outros habitats campestres mais ao norte.

Na Venezuela, Gröger & Barthlott (1996) encontraram alta porcentagem de espécies endêmicas, restritas em sua ocorrência aos locais de *inselberg*. Na área estudada pelos referidos autores está localizado um centro de endemismo, o ACE (*Atures Centre of Endemism*), reflexo de dois fatores principais: alta freqüência de *inselbergs* e gradiente macroclimático na área das "Atures". Os autores atribuem o elevado endemismo à proximidade relativa de locais ecologicamente equivalentes, o que facilita a migração de

espécies de *inselbergs* adaptadas a condições climáticas especiais e reduz o risco de extinção mas, ao mesmo tempo, produz isolamento suficiente para a diferenciação dos táxons.

Na Austrália, Clarke (2002b) encontrou mais táxons endêmicos e regionalmente raros nos afloramentos do que nas florestas circundantes. O mesmo padrão foi encontrado por Pérez-Garcia & Meave (2004), no México, onde a flora das comunidades xerofíticas diferia consideravelmente da matriz circundante, apresentando endemismos e espécies com características plesiomórficas (características primitivas).

Sarthou *et al*. (2003) verificaram a ocorrência de espécies endêmicas da região das Guianas e também espécies raras em comunidades de afloramentos rochosos na Guiana Francesa. Já na Guayana colombiana foi encontrado um endemismo moderado, que pode ser produto de um intercâmbio florístico interno freqüente; extinção de espécies e/ou especiação local mínima, dado que na Guayana colombiana não há diferenças altitudinais marcantes (Giraldo-Cañas 2001).

Por outro lado, Porembski *et al*. (1996) em *inselbergs* da Costa do Marfim, não encontraram espécies endêmicas locais, e atribuíram este fato ao tamanho relativamente pequeno destes *inselbergs* e seu alto grau de isolamento. Segundo estes autores, ambos os fatores podem realçar as taxas de extinção das populações distribuídas nos fragmentos e reduzir a probabilidade de desenvolvimento ou manutenção de táxons distintos. Outra explicação possível é que o período decorrido após a última retração da vegetação savânica na área de estudo tenha sido muito curto para gerar endemismos.

No Brasil também foram relatados diversos casos de endemismo nas comunidades de plantas dos afloramentos rochosos. Segundo Safford (1999a), os campos de altitude brasileiros abrigam um grande número de espécies endêmicas, além de formarem um centro de diversidade de vários gêneros. O autor afirma que possivelmente estes habitats fragmentados e antigos tenham papel crucial nos processos de especiação dentro de alguns gêneros. Meirelles *et al*. (1999), com base nos resultados de seu estudo dos afloramentos graníticos do Rio de Janeiro, sugeriram a existência de um padrão de composição de espécies típico e distintivo e altos níveis de endemismo na vegetação de afloramento de rochas. Segundo os autores, alguns grupos de plantas como Velloziaceae estão confinados aos afloramentos rochosos e não se estabelecem fora deles, como nas florestas e dunas de areia vizinhas. Conceição & Pirani (2005) também observaram o endemismo de Velloziaceae nos ambientes rupestres da Chapada Diamantina - BA. No entanto, as espécies desta família não se destacaram em freqüência quando avaliada toda a vegetação estudada, pois elas possuem dispersão autocóricas, fato que restringe a dispersão a locais próximos à matriz.

A Serra do Espinhaço é reconhecida como centro de endemismo de várias espécies de plantas, especialmente nos campos rupestres (p. ex. Harley 1995; Giulietti *et al*. 2000; Melo 2000; Oliveira *et al*. 2002; Rapini *et al*. 2002; Araújo *et al*. 2005; Rapini *et al*. 2009). Esta formação de montanhas localiza-se nos estados de Minas Gerais e Bahia, no sentido norte-sul, e está sob a influência fitogeográfica dos domínios da Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga (Kamino *et al*. 2008). Segundo Gontijo (2008), esta concentração de ecótonos na Serra do Espinhaço proporciona abundantes alternativas ecológicas de adaptações para as espécies, gerando um grande mosaico de biodiversidade. Giulietti *et al*. (1997) atribuem o elevado grau de endemismo registrado na Serra do Espinhaço ao seu relativo isolamento geográfico e às condições especiais de clima, solo e relevo.

Na Serra da Calçada (MG), Viana & Lombardi (2007) consideraram que algumas espécies encontradas são possivelmente endêmicas dos campos rupestres sobre canga ferruginosa do Quadrilátero Ferrífero. Em um estudo da vegetação sobre canga hematítica na Serra de Carajás, no Pará, Silva *et al*. (1996) registraram número expressivo de prováveis endemismos, além de 10 novos táxons. Os autores sugerem que esta vegetação isolada tenha sofrido um processo de especiação devido às pressões ambientais locais.

Entre as espécies lenhosas de cerrado rupestre amostrado por Amaral *et al*. (2006) em Brasília (DF), apenas uma espécie endêmica de áreas rupestres de altitude elevada foi registrada. As demais espécies amostradas são comumente encontradas em áreas de cerrado *sensu stricto*. Já Pinto *et al*. (2009) registraram cinco espécies peculiares de ambientes rochosos em cerrado rupestre em Cocalzinho de Goiás (GO).

A variedade de micro-habitats presentes nos ambientes rochosos influencia fortemente a riqueza e o endemismo de espécies. Fernandes & Baptista (1988) atribuem a riqueza em espécies e formas de vida encontradas em lugares rochosos nos Morros do Sapucaia e do Cabrito, no Rio Grande do Sul, à grande quantidade de habitats presentes, como covas, plataformas, chaminés, ressaltos, entre outros. Barthlott *et al*. (1993) identificaram variações na florística em cinco micro-habitats em inselbergs na Costa do Marfim, assim denominados: superfície rochosa, piscinas rochosas, canais de drenagem, tapetes de monocotiledôneas e vegetação em ambientes de fluxos sazonais úmidos. Yates *et al*. (2003), em afloramentos graníticos da Austrália, também observaram a existência de vários micro-habitats em curtas distâncias em um afloramento, ocorrendo uma substituição de espécies ao longo desses micro-habitats e resultando em uma vegetação estruturalmente diversa e rica em espécies.

Jumpponem *et al.* (1999) também verificaram que a distribuição espacial de plantas pioneiras em afloramentos rochosos não se dá de forma aleatória, mas é determinada pela presença de microambientes desejáveis para a sua germinação e estabelecimento. Medina *et*

al. (2006), em um estudo sobre as interações entre plantas, e entre plantas e topografia no Planalto do Itatiaia, concluiu que as duas geófitas estudadas estão espacialmente separadas devido à sua ocupação preferencial por ilhas de vegetação dominadas por distintas espécies-tapete (plantas pioneiras que se estabelecem diretamente sobre a rocha, formando substrato outras espécies). Estas, por sua vez, estão separadas em decorrência de sua preferência por características topográficas distintas nas rochas. Segundo esses autores, em virtude de sua peculiaridade topográfica, da quase ausência de substrato, e em alguns casos, da escassez de água e da severidade climática, os afloramentos rochosos proporcionam diversos micro-habitats e, portanto, diferentes possibilidades de estabelecimento de plantas.

Sendo assim, nestes locais é comum a presença de espécies com ampla distribuição geográfica, assim como de espécies adaptadas às condições mais extremas e de distribuição restrita. Tal situação foi encontrada por Moura (2006), Miranda *et al*. (2007) e Pinto *et al*. (2009), em áreas de cerrado rupestre no Centro-Oeste do Brasil, onde encontraram espécies de distribuição restrita e espécies com ampla distribuição no bioma Cerrado. Tal fato pode se dever às já citadas condições extremas desses ambientes, como também à proximidade com outros biomas, no caso de estudos localizados em áreas marginais (Castro & Martins 1999).

Outra característica frequentemente associada à vegetação sobre afloramentos de rocha são as adaptações desenvolvidas por espécies de plantas. Wesche (2003) observou que as plantas alpinas mostram traços morfológicos similares àqueles das espécies de ambientes áridos, como folhas pequenas e enrugadas, como forma de enfrentar as condições secas em altas altitudes, no Monte Elgon em Uganda e no Quênia, e nas Montanhas Bale, na Etiópia. Pérez-Garcia & Meave (2004) verificaram que o crescimento clonal é comum entre plantas de duas comunidades xerofíticas no México, e parece ser uma característica constante em ambientes rochosos. A propagação vegetativa levando à formação de populações clonais em plantas formadoras de tapete também foi verificada por Porembski *et al*. (1998) em campos de altitude da Mata Atlântica. Segundo os mesmos autores, esse tipo de crescimento pode oferecer vantagens, como a formação de grandes populações a partir de um único indivíduo, a persistência em longo prazo após a colonização, o reduzido risco de mortalidade de mudas e a rápida propagação horizontal. Além disso, os autores citaram outras adaptações conspícuas para ambientes de condições ambientais extremas, como os *inselbergs*, como o desenvolvimento de tecidos de estoque de água, a tolerância à dessecação e a deciduidade.

Lambrinos *et al*. (2006) afirmam que a disponibilidade de água e calor pode variar bastante em uma escala de poucos centímetros em relação à proximidade e ao posicionamento das rochas nos Andes chilenos. Assim, nesses habitats, as formas de crescimento das plantas parecem ter uma relação adaptativa direta com os padrões de estresse de água e temperatura.

Segundo Porembski & Barthlott (2000), os afloramentos rochosos, em particular os *inselbergs*, formam centros de diversidade de plantas tolerantes à dessecação (que sobrevivem à variação do conteúdo de água celular), e os afloramentos têm exercido um papel decisivo na evolução convergente da vegetação com esta estratégia de resistência com clados não relacionados. Em torno de 330 espécies de plantas vasculares tolerantes à dessecação são conhecidas, das quais aproximadamente 90% ocorrem em *inselbergs* (Porembski & Barthlott 2000). Segundo os autores, as plantas tolerantes à dessecação variam muito no tamanho de sua extensão geográfica, sendo algumas espécies estritamente endêmicas e outras amplamente distribuídas. Ao longo de sua extensão geográfica, algumas espécies mostram um grau considerável de variação morfológica e anatômica que, juntamente com a tolerância à dessecação permite às plantas vasculares se estabelecerem em habitats extremos (Porembski & Barthlott 2000).

Na vegetação sobre canga hematítica na Serra de Carajás - PA, estudada por Silva *et al*. (1996), os frutos e sementes das plantas "rupestres" apresentam adaptações que lhes permitem a dispersão pelo vento. Além disso, ocorrem espécies anuais que restringem o período vegetativo a uma estação do ano, a estação chuvosa, e outras que são perenes, resistentes ao déficit hídrico do solo. Muitas espécies neste local também possuem adaptações xeromórficas semelhantes às plantas do cerrado, como casca espessa e fissurada, caules tortuosos, ou ainda deciduidade foliar, que lhes permite reduzir a biomassa aérea durante a estação desfavorável (Silva *et al*. 1996).

As variações morfológicas de algumas espécies também são aspectos adaptativos que algumas plantas rupestres desenvolvem. Segundo Baskin & Baskin (1988), diversos estudos têm mostrado variações intraespecíficas nas espécies endêmicas dos afloramentos rochosos. De acordo com os mesmos autores, nos afloramentos rochosos não glaciais do leste dos EUA, várias espécies endêmicas exibem variabilidade intraespecífica em uma ou mais das seguintes características: morfologia, fisiologia, sistema de produção, cor de flores e padrão de enzimas. Em capões de vegetação densa sobre rochas na Serra da Calçada - MG foram encontradas espécies arbóreas que também estão presentes em formações de floresta estacional semidecidual na região do Quadrilátero Ferrífero (Viana & Lombardi 2007), porém com menor porte.

A facilitação parece ser um processo ecológico freqüente nos habitats rochosos. Segundo Bruno *et al*. (2003), isso ocorre particularmente nos ambientes sob forte estresse onde o melhoramento do habitat por espécies pioneiras é uma força estrutural importante. De acordo com Callaway *et al.* (2002), nas maiores altitudes a temperatura, o vento ou a instabilidade do solo podem limitar o crescimento de plantas mais do que a disponibilidade de

recursos. A melhora do estresse severo desses ambientes proporcionada por algumas espécies pode favorecer o crescimento de outras espécies, atuando mais fortemente do que a competição por recursos entre espécies, que prejudicaria o crescimento. Este fato foi comprovado por Medina *et al* (2006), que observaram que as plantas formadoras de tapete sobre a rocha nua nos campos de altitude do Planalto do Itatiaia (RJ) provêm substrato para outras plantas se estabelecerem.

Muitas vezes é atribuído papel de refúgio aos ambientes rochosos. Segundo Burke (2002a), os *inselbergs* em áreas desérticas, como em Nama Karoo da Namíbia, são habitats favoráveis, que podem promover refúgio para espécies de áreas com maior precipitação em uma paisagem árida. Assim, estes *inselbergs* podem ter um papel importante na preservação da biodiversidade, formando refúgios para espécies que não podem mais crescer nas planícies do entorno. Gram *et al*. (2004) também sugerem que os afloramentos rochosos da Reserva Sedwick, na Califórnia, sejam refúgios espaciais para diversas espécies de plantas nativas. Segundo os autores, esses locais com solos arenosos, rasos e com baixa capacidade de troca catiônica representam um ambiente de maior estresse que a matriz campestre que os cerca, limitando a colonização dos afloramentos por espécies exóticas. Pérez-Garcia & Meave (2004) afirmaram após uma análise comparativa da composição florística de duas áreas rochosas no México, que esses dois sistemas rochosos podem servir de refúgio para espécies cujas ocorrências não eram esperadas ali, de acordo com o clima regional. Signell & Abrams (2006), em um estudo desenvolvido no centro sul da Pensilvânia, afirmaram que os locais rochosos fornecem refúgio às espécies sensíveis ao fogo durante incêndios.

Conservação, riscos e impactos em ambientes rochosos

Como os ambientes rochosos exibem uma vegetação peculiar, por não se tratarem de áreas aptas a agricultura e serem habitats muitas vezes frágeis, vários trabalhos abrangem a questão dos riscos, impactos e da conservação destes locais.

As atividades mineradoras e a expansão imobiliária vêm ameaçando áreas de campos rupestres em Minas Gerais, tornando urgente a preservação de áreas que compreendam esta formação vegetal (Viana & Lombardi 2007). A área de cerrado rupestre e seus arredores em Brasília (DF), amostrada por Amaral *et al*. (2006), também vêm sofrendo constante pressão urbana e agrícola. Segundo Moura (2006), o cerrado rupestre em Pirenópolis (GO) encontra-se bastante ameaçado pela remoção de rochas de xisto e de quartzito para a construção civil, usadas para serviços de acabamento residenciais e outros fins.

Silva & Scariot (2004) afirmam que as florestas estacionais sobre afloramentos calcários geralmente são pouco impactadas pela agricultura e pecuária, dada as características

destas áreas. Porém, o desmatamento das áreas no entorno dos afloramentos pode oferecer risco a estes locais, facilitando o acesso e tornando mais fácil a retirada de madeira, além de isolar os afloramentos em meio às pastagens, aumentando a chance de ocorrerem incêndios e exploração dos afloramentos para produção de calcário.

Impactos nos afloramentos graníticos da Mata Atlântica também vêm despertando a preocupação de alguns pesquisadores. O fogo pode ser um agente muito destrutivo, potencializado após as chuvas, quando o substrato de uma ilha de vegetação vegetação queimada pode ser completamente removido, restando apenas a rocha nua (Meirelles *et al*. 1999). Os mesmos autores afirmam que os afloramentos rochosos estudados por eles no Rio de Janeiro localizam-se próximos ou dentro de cidades, o que aumenta a ameaça por poluição, vandalismo e fogo. Porembski *et al*. (1998) alertam que as altas taxas de desmatamento na Mata Atlântica podem causar a perda da característica de ilha dos afloramentos, de forma que espécies invasoras poderão se instalar com sucesso neste habitat por meio de estradas e terrenos abertos. Entretanto, Meirelles *et al*. (1999) afirmam que as espécies invasoras não são um problema grave nestes afloramentos, pois somente as espécies nativas de ilhas de vegetação conseguem resistir ao período seco nas camadas finas de solo. Baskin & Baskin (1988) corroboram esta idéia, pois afirmam que devido à rudeza do ambiente, as espécies de ervas daninhas não são tão vigorosas e agressivas nos afloramentos rochosos não glaciais do leste dos EUA, como elas são em habitats perturbados pelo homem.

Por outro lado, no Parque Nacional de Tai, na Costa de Marfim, Porembski *et al*. (1996) detectaram que as ervas daninhas invadiram com sucesso os afloramentos rochosos, provavelmente devido a distúrbios estocásticos, como seca prolongada ou saturação hídrica, que permitem o estabelecimento e a coexistência de espécies invasoras. De acordo com Gram *et al*. (2004), os afloramentos serpentinos da Califórnia são mais suscetíveis à invasão por exóticas durante os anos de elevada precipitação, pois o aumento na disponibilidade de água pode facilitar a invasão nos afloramentos.

Já nas pradarias xéricas de rocha calcária do leste dos EUA, a ausência de ações de manejo como fogo prescrito, poda, corte e pastagem, pode levar à conversão deste habitat campestre em comunidades florestais, com solos mais profundos, dentro de um século (Lawless *et al*. 2006). Segundo os autores, este tipo de vegetação foi originado e mantido devido a algumas características físicas do local, como solos rasos e presença de declives acentuados, em conjunto com ações antrópicas, como fogo causado por nativos americanos e/ou colonizadores europeus e desmatamento para pastagem ou cultivo.

Segundo Godt *et al.* (1996), os afloramentos rochosos alto-montanos do sul das Montanhas Apalaches no sudeste dos Estados Unidos abrigam espécies raras que têm sido

adversamente afetadas por distúrbios antrópicos, particularmente o pisoteio direto e distúrbios do solo. A vista cênica atrativa destes locais, assim como a coleta de plantas na região, tornam a vegetação destes frágeis habitats bastante vulnerável à destruição por coletores, escaladores e turistas. Além disso, estudos sobre a estrutura genética de quatro espécies de plantas raras que ocorrem ali indicaram baixas taxas de fluxo gênico, o que somado ao relativo isolamento das populações, sugerem que estas populações têm perdido variabilidade genética por causa da deriva genética, sendo improvável que elas recuperem sua variação sem intervenção humana (Godt *et al*. 1996).

Wyatt & Fowler (1977) afirmaram que nos afloramentos graníticos da Carolina do Norte, a idade do afloramento e o grau de perturbação sofrido afetam o número de espécies presentes, entre outros fatores. Segundo esses autores, o grau de perturbação é particularmente importante, visto que os afloramentos graníticos são ambientes frágeis e facilmente destruídos pela extração de pedras, descarregamento de entulhos e tráfego de veículos.

Além das intervenções antrópicas, os distúrbios em afloramentos graníticos também podem ser atribuídos à erosão laminar devido à inundação de grandes áreas de rocha nua, aos danos causados por tempestade e rajadas de vento durante o crescimento de plantas em solos rasos, à seca e ao fogo em regiões sazonalmente secas (Ibisch *et al*. 1995; Yates *et al*. 2003). A seca pode propiciar condições adversas para o estabelecimento de mudas, além de aumento na freqüência de fogo, podendo levar à uma substituição dos tipos de comunidades (Wesche 2003).

Matthes & Larson (2006) relataram os resultados de uma análise de dinâmica de longo prazo dos padrões de recrutamento e mortalidade de *Thuja occidentalis* L. em penhascos de pedreiras abandonadas em Ontário, no Canadá. As causas de mortalidade de indivíduos jovens diferiram marcadamente entre micro-locais: a seca causou mais mortes nas fendas e prateleiras pequenas; a queda de rochas nos ambientes de inclinação vertical e os patógenos na base do penhasco. A mortalidade de árvores novas e adultas ocorreu sem um ritmo ou padrão claros, com causas aparentemente aleatórias como a queda de pedras e árvores.

Alguns trabalhos apontam estratégias de conservação e restauração em ambientes rochosos, que podem ser diferenciadas devido às especificidades de cada local. Segundo Wiser *et al*. (1998), as estratégias de manejo em ambientes rupestres precisam levar em conta as diferenças entre as espécies. Estas não exibem o mesmo padrão de distribuição ao longo das cadeias de montanhas, e cada espécie é predita por uma combinação diferente de parâmetros de local. De acordo com Gram *et al*. (2004), para que as estratégias de restauração tenham sucesso deve-se explorar as diferenças nas histórias de vida entre espécies, tanto na matriz circundante quanto nos afloramentos. Com relação aos afloramentos serpentinos

estudados por Gram *et al*. (2004) na Califórnia, são sugeridas ações de manejo que combinem queimadas no período de máximo crescimento das espécies anuais exóticas, redução do distúrbio por pastagem de gado para limitar o crescimento de plantas anuais, e promoção do crescimento e sobrevivência das espécies perenes nativas. Conceição & Pirani (2005) sugerem que as espécies restritas a um tipo de habitat e/ou localidade sejam consideradas ao se delinear estratégias de conservação.

Gröger & Barthlott (1996), em seu estudo sobre a vegetação de afloramentos graníticos na Venezuela, registraram 614 espécies vasculares. Destas espécies, 60 têm distribuição restrita aos afloramentos graníticos; 28 são endêmicas da região da Guayana e que ocorreram principalmente, mas não exclusivamente, nos afloramentos; 54 possuem com grande amplitude ecológica, ou seja, ampla distribuição, 435 ocorrem nos afloramentos apenas esporadicamente e 37 sem informações de distribuição. Esses autores consideraram que a proteção legal de alguns locais ricos e selecionados nos afloramentos graníticos pode ser uma medida valiosa para a conservação da biodiversidade. Porém, os autores alertam que se deve priorizar a proteção de uma área ampla ao invés de um único *inselberg* isolado, de forma a preservar o mosaico de vegetação existente na região, e a melhor atuar na prevenção de incêndios.

Godt *et al*. (1996) sugerem algumas estratégias de manejo para melhorar os efeitos da diminuição da variabilidade genética e o *fitness* baixo dentro de pequenas populações de quatro espécies raras do sul dos Apalaches. Uma estratégia mais conservativa, e que pode evitar a contaminação de *pools* gênicos, seria aumentar o tamanho da população usando plantas germinadas de sementes retiradas da própria população a ser restaurada, prevenindo-se perdas adicionais, visto que normalmente a mortalidade de plantas concentra-se nas primeiras fases de vida. Uma estratégia alternativa seria a infusão de diversidade genética por meio da introdução de plantas ou propágulos nas populações geneticamente depauperadas. Na falta de conhecimento sobre as diferenças adaptativas entre as populações dessas espécies, a estratégia mais conservativa seria escolher uma população-fonte que seja geneticamente diversa e ecologicamente similar.

Com base nesta revisão bibliográfica, observa-se que há inúmeras abordagens ecológicas que podem ser exploradas e estudadas na vegetação que ocorre em ambientes rochosos. Seus resultados, além de serem úteis na compreensão destes habitats e das várias interações entre plantas e plantas e ambiente, servem para planejar ações de conservação, manejo e restauração. Nesta tese abordaremos a vegetação lenhosa do cerrado rupestre, suas especificidades florísticas e estruturais locais e sua relação com o ambiente. No entanto,

diversos estudos de cunho ecológico podem e precisam ser desenvolvidos nesta fitofisionomia, como os citados nesta revisão.

Referências bibliográficas

Albino, R.S. 2004. **Levantamento florístico e estrutural de uma área de cerrado rupestre de baixa altitude e diagnóstico sócio-econômico dos trabalhadores envolvidos na atividade mineradora de pedras ornamentais, nos municípios de Juazeiro do Piauí e Castelo do Piauí**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Piauí, Teresina.

Amaral, A.G.; Pereira, F.F.O. & Munhoz, C.B.R. 2006. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF**. Cerne 12**(4): 350-359.

Araújo, A.O.; Souza, V.C. & Chautms, A. 2005. Gesneriaceae da Cadeia do Espinhaço de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 38**(1): 109-135.

Balduíno, A.P.C.; Souza, A.L.; Meira Neto, J.A.A.; Silva, A.F. & Silva Júnior, M.C. 2005. Fitossociologia e análise comparativa da composição florística do cerrado da Flona de Paraopeba-MG. **Revista Árvore 29**: 25-34.

Barthlott, W.; Gröger, A & Porembski, S. 1993. Some remarcks on the vegetation of tropical inselbergs: diversity and ecological differentiation. **Biogeographica 69**(3): 105-124.

Baskin, J.M. & Baskin, C.C. 1988. Endemism in rock outcrop plant communities of unglaciated eastern United States: an evaluation of the roles of the edaphic, genetic and light factors. **Journal of Biogeography 15**: 829-840.

Baskin, J.M. & Baskin, C.C. 2000. Vegetation of limestone and dolomite glades in the Ozarks and Midwest regions of the United States. **Annals of the Missouri Botanical Garden 87**: 286-294.

Benhouhou, S.S.; Dargiet, T.C.D. & Gilbert, O.L. 2003. Vegetation associations in the Ougarta Mountains and dayas of the Guir hamada, Algerian Sahara. **Journal of Arid Environments 54**: 739-753.

Benites, V.M.; Caiafa, A.N.; Mendonça, E.S.; Schaefer, C.E. & Ker, J.C. 2003. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e Espinhaço. **Floresta e Ambiente 10**(1): 76-85.

Bigarella, J.J.; Becker, R.D. & Santos, G.F. 2007. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. v. 1. Florianópolis, Editora da UFSC.

Brandão, M. & Silva Filho, P.V. 1993. Os campos rupestres no município de Barão dos Cocais - MG. **Daphne 3**(2): 11-20.

Brandão, M.; Gavilanes, M.L. & Araújo, M.G. 1994. Aspectos físicos e botânicos de campos rupestres do estado de Minas Gerais - I. **Daphne 4**(1): 17-38.

Brewer, S.W.; Rejmánek, M.; Webb, M.A.H. & Fine, P.V.A. 2003. Relations of phytogeography and diversity of tropical tree species with limestone topography in southern Belize. **Journal of Biogeography 30**: 1669-1688.

Bruno, J.F.; Stachowicz, J.J. & Bertness, M.D. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. **Trends in Ecology and Evolution 18**(3): 119-125.

Burbanck, M.P. & Platt, R.B. 1964. Granite outcrop communities of the Piedmont Plateau in Georgia. **Ecology 45**: 292-306.

Burbanck, M.P. & Phillips, D.L. 1983. Evidence of plant succession on granite outcrops of the Georgia Piedmont. **American Midland Naturalist 109**(1): 94-104.

Burke, A. 2002a. Island-matrix relationships in Nama Karoo inselberg landscapes. Part I: Do inselbergs provide a refuge for matrix species? **Plant Ecology 160**: 70-90.

Burke, A. 2002b. Island-matrix relationships in Nama-Karoo inselbergs Part II: Are some inselbergs better sources than others? **Plant Ecology 158**: 41-48.

Caiafa, A.N. & Silva, A.F. 2005. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais – Brasil. **Rodriguésia 56**(87): 163-173.

Callaway, R.M.; Brooker, R.W.; Choler, P.; Kikvidze, Z.; Lortie, C.J.; Michalet, R.; Paolini, L.; Pugnaire, F.I.; Newingham, B.; Aschehoug, E.T.; Armas, C.; Kikodze, D. & Cook, B.J. 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. **Nature 417**: 844-848.

Camarero, J.J. & Gutiérrez, E. 2002. Plant species distribution across two contrasting treeline ecotones in the Spanish Pyrenees. **Plant Ecology 162**: 247-257.

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**(9): 147-178.

Clarke, P.J. 2002a. Habitat insularity and fire response traits: evidence from a sclerophyll archipelago. **Oecologia 132**: 582-591.

Clarke, P.J. 2002b. Habitat islands in fire-prone vegetation: do landscape features influence community composition? **Journal of Biogeography 29**: 677-684.

Cochrane, T.T.; Sanchez, L.G.; Azevedo, L.G.; Porras, J.A. & Garver, C.L. 1985. **Land in tropical América**. CIAT/Embrapa - CPAC, Calli. 3 vols.

Conceição, A.A. & Pirani, J.R. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: substratos, composição florística e aspectos estruturais. **Boletim Botânico da Universidade de São Paulo 23**(1): 85-111.

Conceição, A.A. & Pirani, J.R. 2007. Diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mas riquezas similares. **Rodriguésia 58**(1): 193-206.

Conceição, A.A.; Pirani, J.R. & Meirelles, S.T. 2007. Floristic, structure and soil of insular vegetation in four quartzite-sandstone outcrops of "Chapada Diamantina", Northeast Brazil. **Revista Brasileira de Botânica 30**: 641-656.

Costa, J.M. 2005. **Estudo fitossociológico e sócio-ambiental de uma área de cerrado com potencial melitófilo no município de Castelo do Piauí, Piauí, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Piauí, Teresina.

Durigan, G.; Nishikawa, D.L.L.; Rocha, E.; Silveira, E.R.; Pulitano, F.M.; Regalado, L.B.; Carvalhaes, M.A.; Paranaguá, P.A. & Ranieri, V.E.L. 2002. Caracterização de dois estratos de vegetação em uma área de cerrado no município de Brotas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 16**(3): 251-262.

Eiten, G. 1994. Vegetação do Cerrado. Pp. 17-71. In: M.N. Pinto (org.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Brasília, Editora da Universidade de Brasília.

Embrapa. 1999. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias.

Felfili, J.M. 1998. Determinação de padrões de distribuição de espécies em uma mata de galeria no Brasil Central com a utilização de técnicas de análise multivariada. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer 2**: 35-48.

Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 2001. **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Fefili, J.M.; Haridassan, M.; Mendonça, R.C.; Filgueiras, T.S.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.1994. Projeto biogeografia do bioma Cerrado: vegetação & solos. **Cadernos de Geociências 12**: 75-166.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Nogueira, P.E.; Walter, B.M.T.; Felfili, M.C.; Silva, M.A. & Encinas, J.I. 1997. Pp. 6-11. Comparação florística e fitossociológica do cerrado nas Chapadas Pratinha e dos Veadeiros. In: L.L. Leite & C.H. Saito (eds.). In: **Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado**. Brasília, Editora Universidade de Brasília.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Fagg, C.W.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology 175**: 37-46.

Felfili, J.M.; Nascimento, A.T.; Meirelles, E.M. & Fagg, C.W. 2007. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limeston outcrops in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica 30**: 611-621.

Fernandes, I. & Baptista, L.R.M. 1988. Levantamento da flora vascular rupestre do Morro Sapucaia e Morro do Cabrito, Rio Grande do Sul. **Acta Botanica Brasilica I**(2): 95-102.

Giraldo-Cañas, D. 2001. Relaciones fitogeográficas de las sierras y afloramientos rocosos de la Guayana colombiana: un estudio preliminar. **Revista Chilena de Historia Natural 74**(2): 353-364.

Giulietti, A.M.; Pirani, J.R. & Harley, R.M. 1997. Espinhaço Range Region, Eastern Brazil. Pp. 397-404. In: S.D. Davis; V.H. Heywood; O. Hererra-Macbryde; Villa-Lobos, J. & A.C. Hamilton. (eds.). **Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation**. v.3. Cambridge, IUCN Publication Unity.

Giulietti, A.M.; Harley, R.M.; Queiroz, L.P.; Wanderley, M.G.L. & Pirani, J.R. 2000. Caracterização e endemismos nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. Pp. 311-318. In: T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter (orgs.). **Tópicos atuais em Botânica**. Brasília, Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia.

Godt, M.J.W.; Johnson, B.R. & Hamrock, J.L. 1996. Genetic diversity and population size in four rare southern Appalachian plant species. **Conservation Biology 10**(3): 796-805.

Gontijo, B.M. 2008. Uma geografia para a Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade 4**: 7-15.

Gram, W.K.; Borer, E.T.; Cottingham, K.L.; Seabloom, E.W.; Boucher, V.L.; Goldwasser, L.; Micheli, F.; Kendall, B.E. & Burton, R.S. 2004. Distribution of plants in a Califórnia serpentine grassland: are rocky hummocks spatial refuges for native species? **Plant Ecology 172**: 159-171.

Gröger, A. & Barthlott, W. 1996. Biogeography and diversity of the inselberg (Laja) vegetation of southern Venezuela. **Biodiversity Letters 3**: 165-179.

Harley, R.M. 1995. Introdução. Pp. 43-79. In: B.L. Stannard; Harvey, Y.B. & Harley, R.M. (eds.) **Flora of the Picos das Almas, Chapada Diamantina, Bahia, Brazil**. Kew, Royal Botanic Gardens.

Ibisch, PL., Rauer, G.; Rudolph, D. & Barthlott, W. 1995. Floristic, biogeographical, and vegetational aspects of Pre-Cambrian rock outcrops (inselbergs) in eastern Bolivia. **Flora 190**: 229-314.

Jeffries, D.L. 1985. Analysis of the vegetation and soils of glades on calico rock sandstone in northern Arkansas. **Bulletin of the Torrey Botanical Club 112**(1): 70-75.

Jumpponen, A.; Vare, H.; Mattson, K.G.; Ohtonen, R. & Trappe, J.M. 1999. Characterization of "safe sites" for pioneers in primary succession on recently deglaciated terrain. **Journal of Ecology 87**: 98-105.

Kamino, L.H.Y.; Oliveira-Filho, A.T. & Stehmann, J.R. 2008. Relações florísticas entre as fitofisionomias florestais da Cadeia do Espinhaço, Brasil. **Megadiversidade 4**: 40-49.

Keever, C.; Oosting, H.J. & Anderson, L.E. 1951. Plant succession on exposed granite of Rocky Face Mountain, Alexander County, North Carolina. **Bulletin of the Torrey Botanical Club 78**(5): 401-421.

Lambrinos, J.G.; Kleier, C.C. & Rundel, P.W. 2006. Plant community variation across a puna landscape in the Chilean Andes. **Revista chilena de historia natural 79**(2): 233-243.

Lavergne, S.; Garnier, E. & Debussche, M. 2003. Do rock endemic and widespread plant species differ under the Leaf-Height-Seed plant ecology strategy scheme? **Ecology Letters 6**: 398-404.

Lawless, P.J.; Baskin, J.M. & Baskin, C.C. 2006. Xeric limestone prairies of Eastern United States: review and synthesis. **The Botanical Review 72**(3): 235-272.

Manoel, L.C. 1999. **Composição florística, fitossociologia e estado nutricional de comunidades arbóreas de um cerrado rupestre e um cerrado ralo na Serra Dourada - Goiás**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

Matthes, U. & Larson, D.W. 2006. Microsite and climatic controls of tree population dynamics: an 18-year study on cliffs. **Journal of Ecology 94**: 402-414.

Medina, B.M.O.; Ribeiro, K.T. Scarano, F.R. 2006. Plant-plant and plant-topography interactions on a rock outcrop at high altitude in Southeastern Brazil. **Biotropica 38**(1): 1-7.

Meira Neto, J.A.A. & Saporetti Júnior, A.W. 2002. Parâmetros fitossociológicos de um cerrado no Parque Nacional da Serra do Cipó, MG. **Revista Árvore 26**: 645-648.

Meirelles, S.T.; Pivello, V.R. & Joly, C.A. 1999. The vegetation of granite outcrops in Rio de Janeiro, and the need for its protection. **Environmental Conservation 26**(1): 10-20.

Melo, E. 2000. Polygonaceae da Cadeia do Espinhaço, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 14**(3): 273-300.

Michelangeli, F.A. 2000. Species composition and species-area relationships in vegetation isolates on the summit of a sandstone mountain in southern Venezuela. **Journal of Tropical Ecology 16**: 69-82.

Miranda, S.C.; Silva Júnior, M. C. & Salles, L.A. 2007. A comunidade lenhosa de cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. **Heringeriana 1**: 43-53.

Mostacedo, B.; Toledo, M. & Fredericken, T.S. 2001. La vegetation de las lajas en la región de Lomerío, Santa Cruz, Bolívia. **Acta Amazonica 31**(1): 11-25.

Moura, I.O. 2006. **Fitossociologia de cerrado *sensu stricto* sobre afloramentos rochosos no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

Moura, I.O.; Gomes-Klein, V.L.; Felfili, J.M. & Ferreira, H.D. 2007. Fitossociologia da comunidade lenhosa de uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás. **Revista de Biologia Neotropical 4**: 83-100.

Nascimento, A.R.T.; Felfili, J.M. & Meirelles, E.M. 2004. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de Floresta Estacional Decidual de Encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 18**(3): 659-669.

Oliveira, M.E.A. 2004. **Mapeamento, florística e estrutura da transição campo-floresta na vegetação (cerrado) no Parque Nacional de Sete Cidades, Nordeste do Brasil**. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Oliveira, R.P.; Longhi-Wagner, H.M. & Giulietti, A.M. 2002. O gênero *Ichnanthus* P. Beauv. (Poaceae) na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 17**(1): 49-70.

Oliveira-Filho, A.T. 1994. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne 1**(1): 64-72.

Oliveira-Filho, A.T. & Martins, F.R. 1991. A comparative study of five cerrado areas in southern Mato Grosso, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany 48(3)**: 307-332.

Parker, K.C. 1991. Topography, substrate, and vegetation patterns in the northern Sonoran Desert. **Journal of Biogeography 18**: 151-163.

Parmentier, I.; Stévart, T. & Hardy, O.J. 2005. The inselberg flora of Atlantic Central Africa. I. Determinants of species assemblages. **Journal of Biogeography 32**: 685-696.

Pérez-Garcia, E.A. & Meave, J.A. 2004. Heterogeneity of xerophytic vegetation of limestone outcrops in a tropical deciduous forest region in southern Mexico. **Plant Ecology 175**: 147-163.

Pinto, J.R.R.; Lenza, E. & Pinto, A.S. 2009. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica 32**: 1-10.

Porembski, S.; Szarzynski, J.; Mund, J.P. & Barthlott, W. 1996. Biodiversity and vegetation of small-sized inselbergs in a West African rain forest (Taï, Ivory Coast). **Journal of Biogeography 23**: 47-55.

Porembski, S.; Martinelli, G.; Ohlemüller, R. & Barthlott, W. 1998. Diversity and ecology of saxicolous vegetation mats on inselbergs in the Brazilian Atlantic rainforest. **Diversity and Distributions 4**: 107-119.

Porembski, S. & Barthlott, W. 2000. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. **Plant Ecology 151**: 19-28.

Rapini, A.; Mello-Silva, R. & Kawasaki, M.L. 2002. Richness and endemism in Asclepiadoideae (Apocynaceae) from the Espinhaço Range of Minas Gerais, Brazil – a conservationist view. **Biodiversity and Conservation 11**: 1733-1746.

Rapini, A.; Andrade, M.J.G.; Giulietti, A.M.; Queiroz, L.P. & Silva, M.C. 2009. Introdução. Pp. 21-35. In: A.M. Giulietti; A. Rapini; M.J.G. Andrade, L.P. Queiroz & J.M.C. Silva (orgs.). **Plantas raras do Brasil**. Belo Horizonte, Conservação Internacional.

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**(2): 235-250.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the wood vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany 60**: 57-109.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S., Ribeiro, J.F. 2006. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrados. Pp: 31-66. In: R.T. Pennington; G.P.Lewis & J.A. Ratter (eds.). **Neotropical Savannas and Dry Forests: diversity, biogeography and conservation**. Boca Raton, Taylor & Francis Group.

Reatto, A.; Correia, J.R.; Spera, S.T. & Martins, E.S. 2008. Solos do bioma cerrado: aspectos pedológicos. Pp. 107-149. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 153-212. In: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília,

Ribeiro, K.T.; Medina, B.M.O. & Scarano, F.R. 2007. Species composition and biogeographic relations of the rock outcrop flora on the high plateau of Itatiaia, SE-Brazil. **Revista Brasileira de Botânica 30**: 623-639.

Safford, H.D. 1999a. Brazilian Páramos II. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. **Journal of Biogeography 26**: 693-712.

Safford, H.D. 1999b. Brazilian Paramos II. Macro- and mesoclimate of the campos de altitude and affinities with high mountain climates of the tropical Andes and Costa Rica. **Journal of Biogeography 26**: 713-737.

Sarthou, C. & Villiers, J.-F. 1998. Epilithic plant communities on inselbergs in French Guiana. **Journal of Vegetation Science 9**: 847-860.

Sarthou, C.; Villiers, J.F. & Ponge, J.F. 2003. Shrub vegetation on tropical granitic inselbergs in French Guiana. **Journal of Vegetation Science 14**: 645-652.

Scarano, F.R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. **Annals of Botany 90**: 517-524.

Signell, S.A. & Abrams, M.D. 2006. Influence of rocky landscape features and fire regime on vegetation dynamics in Appalachian Quercus forests. **Journal of Vegetation Science 17**: 675-684.

Silva, M.F.F.; Secco, R.S. & Lobo, M.G.A. 1996. Aspectos ecológicos da vegetação rupestre da Serra dos Carajás, estado do Pará, Brasil. **Acta Amazonica 26**(1/2): 17-44.

Silva, L.A. & Soares, J.J. 2002. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP**. Acta Botanica Brasilica 16**: 205-216.

Silva, L.A. & Scariot, A. 2004 Composição e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta estacional decidual sobre afloramento calcário no Brasil Central. **Revista Árvore 28**(1): 69-75.

Teixeira, M.I.J.G.; Araújo, A.R.B.; Valeri, S.V. & Rodrigues, R.R. 2004. Florística e fitossociologia de área de cerrado s.s. no município de Patrocínio Paulista, Nordeste do estado de São Paulo. **Bragantia 63**(1): 1-11.

Viana, P.L. & Lombardi, J.A. 2007. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Mina Gerais, Brasil. **Rodriguésia 58**(1): 15-177.

Walter, B.M.T. 2006. **Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminologica e relações florísticas**. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília.

Ware, S. 1990. Adaptation to substrate - and lack of it – in rock outcrop plants: Sedum and Arenaria. **American Journal of Botany 77**(8): 1095-1100.

Werneck, M.S. & Espírito-Santo, M.M. 2002. Species diversity and abundance of vascular epiphytes on Vellozia piresiana in Brazil. **Biotropica 34**(1): 51-57.

Wesche, K. 2003. The importance of occasional droughts for afroalpine landscape ecology. **Journal of Tropical Ecology 19**: 197-208.

Wiser, S.K. 1998. Comparison of Southern Appalachian high-elevation outcrop plant communities with their Northern Appalachian counterparts. **Journal of Biogeography 25**: 501-513.

Wiser, S.K.; Peet, R.K. & White, P.S. 1998. Prediction of rare-plant occurrence: a southern Appalachian example. **Ecological Applications 8**(4): 909-920.

Wyatt, R. & Fowler, N. 1977. The vascular flora and vegetation of the North Carolina granite outcrops. **Bulletin of the Torrey Botanical Club 104**(8): 245-253.

Yates, C.J.; Hopper, S.D.; Brown, A. & van Leeuwen, S. 2003. Impact of two wildfires on endemic granite outcrop vegetation in Western Australia. **Journal of Vegetation Science 14**: 185-194.

Capítulo 2

Diversidade, composição florística e estrutura do componente lenhoso em cerrado rupestre no Parque Nacional de Sete Cidades - PI.

RESUMO - (Diversidade, composição florística e estrutura do componente lenhoso em cerrado rupestre no Parque Nacional de Sete Cidades - PI). O objetivo deste capítulo foi analisar a composição florística, a estrutura comunitária e a diversidade do componente lenhoso em cerrado rupestre, localizado no Parque Nacional de Sete Cidades (PNSC) - PI e verificar se ele apresenta características que o distinguem do cerrado *sensu stricto* do Brasil Central, como menor riqueza e composição florística diferenciada, com presença de espécies restritas ao cerrado do Nordeste e/ou associadas aos biomas adjacentes, por ser um cerrado marginal. Dez parcelas de 20 × 50 m (1.000 m^2) foram alocadas aleatoriamente onde foram identificados e medidos a altura e o diâmetro de todos os indivíduos lenhosos com diâmetro do tronco superior a 5 cm, tomado à 30 cm do solo. O estudo registrou 47 espécies, pertencentes a 39 gêneros e 20 famílias botânicas. As famílias mais representativas quanto ao número de espécies foram Fabaceae, Bignoniaceae e Vochysiaceae. A florística da área foi composta por 55% das espécies com ampla distribuição no cerrado *sensu lato* e 45% com distribuição restrita, das quais oito espécies têm ocorrência limitada ao cerrado do Nordeste, representando 19% do total de espécies. A densidade total foi 456 ind ha^{-1} e a área basal 4,69 m^2 ha^{-1}. Nossos resultados permitem inferir que o cerrado rupestre estudado no PNSC apresentou diferenças florísticas daqueles do Brasil Central e de outros do Piauí, porém assemelhou-se em diversidade com áreas de cerrado *sensu stricto* do Brasil Central, e também em estrutura e área basal com áreas sobre afloramentos rochosos da região *core* do bioma. O aspecto marginal do cerrado rupestre investigado no PNSC foi comprovado pela presença de espécies características da região Nordeste e ausentes na região central do Brasil como *Callisthene microphylla*, *Copaifera coriacea*, *Dimorphandra gardneriana*, *Mimosa verrucosa*, *Stryphnodendron coriaceum*, *Aspidosperma multiflorum*, *Himatanthus drasticus* e *Parkia platycephala*, algumas delas preponderantes na constituição da estrutura da comunidade estudada.

Palavras-chave: afloramentos rochosos, cerrado do nordeste, florística, Piauí, vegetação lenhosa.

ABSTRACT - (Diversity, floristic composition and structure of the woody layer in a rocky soil savanna, Parque Nacional Sete Cidades, Piauí, Brazil). The goal of this chapter is to analyze the floristic composition, community structure, and diversity of the woody layer in a rocky soil savanna located at the Parque Nacional Sete Cidades (PNSC) - Piauí, Brazil. This effort seeks to evaluate if there is a differentiation of this rock outcrop form of cerrado from the more typical cerrado *sensu stricto* of the Brazilian central plains. The underlying idea is that these outcrop formations have a poorer diversity and a differentiated floristic composition, comprised of species restricted to north-eastern Brazil and/or associated to adjacent biomes, because of its status as a marginal cerrado. Ten 20 × 50 m plots (1000 m^2) were randomly placed at the study site and each individual with $D_{30} \geq 5$ cm was measured for diameter and height. The survey registered 47 species within 39 genera and 20 botanical families. The most representative families, in terms of number of species, are Fabaceae, Bignoniaceae ans Vochysiaceae. Floristically, 55% of the species are widely distributed in the cerrado *sensu lato* and 45% have a restricted distribution, of which eight species are unique to the north-eastern cerrado, representing 19% of the species total. A total of 464 ind ha^{-1} where sampled, with a basal area of 4.69 m^2 ha^{-1}. These results show that the rocky soil savanna studied at the PNSC are floristically different from the cerrado *sensu stricto* of Central Brazil and Piauí. However, in terms of species diversity, it is similar to the cerrado *sensu stricto* of Central Brazil. Also, structurally the surveyed area is similar to other rocky soil savannas in the core area of the biome. The presence of typical north-east Brazilian species (absent from the central region), such as *Callisthene microphylla*, *Copaifera coriacea*, *Dimorphandra gardneriana*, *Mimosa verrucosa*, *Stryphnodendron coriaceum*, *Aspidosperma multiflorum*, *Himatanthus drasticus* and *Parkia platycephala*, some of which dominate the community structure, proved the marginal status of the rocky soil savanna investigated at the PNSC.

Key words: floristic composition, north-eastern cerrado, Piauí, rocky soil savanna, woody vegetation.

Introdução

O bioma Cerrado possui grandes dimensões, se estendendo por cerca de 22º de latitude e 17º longitude (IBGE 2004). Ocupa áreas contínuas no Distrito Federal e nos estados de Goiás, Tocantins, Minas Gerais, Bahia, Piauí, Maranhão, Ceará, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Rondônia, São Paulo, além de áreas disjuntas no Amapá, Amazonas, Pará e Roraima, e em ilhas de vegetação no Paraná (Ribeiro & Walter 2008). Baseado nessa extensão surgiu a necessidade de se averiguar como as espécies lenhosas se distribuem ao longo do bioma, na tentativa de detectar padrões fitogeográficos.

Alguns estudos fitogeográficos foram realizados com foco no bioma Cerrado. Castro & Martins (1999), com base em comparações florístico-geográficas em escala nacional, afirmam que existem diferenças florísticas entre o cerrado (*sensu lato*) do litoral e do Nordeste (baixa altitude), do Sudeste Meridional (média altitude) e do Planalto Central (alta altitude), constituindo assim três supercentros de biodiversidade. A separação desses supercentros se daria em função de duas barreiras climáticas: polígono das secas e polígono das geadas; e também em função de cotas altimétricas de 400-500 m e 900-1000 m de altitude média, que delimitam essas áreas, conferindo ao Cerrado padrão florístico lati-altitudinal. Segundo os autores não existe homogeneidade florística no bioma, mas sim grupo de espécies peculiares ou centrais e acessórias ou marginais que se sobrepõem, formando centros de distribuição.

Na mesma linha investigativa, Felfili *et al*. (2004) com base em estudos quantitativos padronizados e análises mutivariadas, verificaram que a vegetação lenhosa do cerrado *sensu stricto* apresenta distribuição em mosaicos, com até uma centena de espécies lenhosas se alternando, conforme a região geográfica. Segundo os autores, poucas espécies são generalistas em nível de bioma, assim como poucas são exclusivas de cada localidade, mas a maioria se alterna tanto em presença como em densidade, dependendo das características ambientais e localização geográfica.

Da mesma forma, Ratter *et al*. (2003; 2006) identificaram que o padrão de diversidade das espécies lenhosas do cerrado *sensu lato* consiste em um conjunto relativamente moderado de espécies comuns e amplamente distribuídas, e de outro formado por vasto número de espécies raras. Os autores indicaram que das 951 espécies lenhosas registradas em 376 áreas de cerrado *sensu lato*, 116 são dominantes, ou seja, tem ampla distribuição, enquanto 334 espécies podem ser consideradas raras, pois ocorreram em apenas uma localidade. As 501 espécies restantes têm distribuição variada, algumas com distribuição mais restrita, que outras.

Assim, em alguns locais a abundância regional de algumas espécies as torna muito proeminentes, tais como *Parkia platycephala* e *Hirtella ciliata*, restritas ao cerrado do Nordeste (Ratter *et al*. 2003). Segundo esses autores, a área *core* do cerrado *sensu lato* é claramente um *continuum*, e a variação geográfica existente baseia-se, principalmente, em fatores edáficos, climáticos e espaciais, como latitude e longitude. Eles, ainda, constataram forte padrão fitogeográfico na distribuição de espécies no bioma, e indicaram a separação de sete grupos: Meridional, Centro-Sudeste, Centro-Oeste, áreas amplamente dispersas com forte caráter mesotrófico, áreas mesotróficas do extremo Oeste, área isoladas da Amazônia, e Norte-Nordeste. Este último grupo reuniu áreas do Piauí, além de outras no norte de Minas Gerais, Bahia, Ceará, Maranhão, Piauí, Tocantins e Pará.

No Piauí o Cerrado cobre 33,3% do estado e contêm áreas de transição e de contato com outros tipos de vegetação como Caatinga, Carrasco, Floresta Estacional, mata de babaçu e outras, e apresenta cerca de 60 famílias e 308 táxons de espécies lenhosas (Castro *et al*. 1998). De acordo com esses autores, a vegetação dessa região é um prolongamento setentrional do cerrado central e é considerado marginal distal por estar localizado no extremo norte da área de distribuição do bioma.

O objetivo deste capítulo foi analisar a composição florística, a estrutura comunitária e a diversidade do componente lenhoso em cerrado rupestre, localizado no Parque Nacional de Sete Cidades (PNSC) - PI e comparar os resultados obtidos com outros estudos realizados no Brasil Central e no estado do Piauí. Buscou-se, desta forma, verificar se o cerrado rupestre do PNSC, por ser um cerrado marginal, apresenta características que o distinguem do cerrado do Brasil Central, como menor riqueza florística (Ratter *et al*. 2003), composição florística diferenciada, com presença de espécies restritas ao cerrado do Nordeste e/ou associadas aos biomas adjacentes (Rizzini 1997; Castro *et al*. 1998).

Material e métodos

Área de estudo - Este trabalho foi desenvolvido em áreas de afloramentos rochosos localizadas no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí (Fig. 1). O Parque foi criado em 1961 pelo Decreto Federal n° 50.744, com o objetivo de conservar a diversidade ecológica na área de ecótono entre Cerrado, Caatinga e Floresta Latifoliada (IBDF 1979). Além da particularidade da vegetação, a região também abriga monumentos geológicos e inscrições rupestres (Della Fávera 1999), e é um dos sítios de pesquisas dos cerrados marginais do Brasil no Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (MCT/CNPq/PELD) (Castro *et al*. 2007).

O PNSC possui área de 6.221 ha, localizada no nordeste do estado do Piauí, nos municípios de Brasileira e Piracuruca, entre as coordenadas 04°05 e 04°15 S, e 41°30 e 41°45 W (Fig. 1). O clima da região é do tipo Aw, segundo o sistema de classificação climática de Koppen, com temperatura média anual em torno de 28° C e precipitação média anual entre 1.200 e 1.500 mm (INMET 2010). Com base nos dados do Instituto Nacional de Meteorologia, verifica-se que a região apresenta em torno de seis meses secos ao ano, entre junho e novembro, quando a precipitação é inferior ou igual ao dobro da temperatura média (Gaussen 1949 *apud* Rizzini 1997).

O Parque está localizado na bacia sedimentar do Parnaíba, com ocorrência de superfícies pediplanas e relevos de linhas suaves, com presença de testemunhos areníticos isolados e altitude variando entre 100 e 300 m (IBDF 1979). Encontra-se sobre rochas da formação Cabeças, compostas por arenitos de cores claras, branco e cinza-amarelados, as vezes avermelhados, médios a grosseiros, comumente conglomeráticos e com pouca argila (Baptista 1989). As principais classes de solos que ocorrem no Parque são: Neossolos Quartzarênicos e Litólicos, Planossolos, Latossolos, Plintossolos e Argissolos (Jacomine *et al*. 1986).

A região onde está situado o PNSC encontra-se na faixa de contato entre Caatinga e Cerrado, sendo este último o tipo de vegetação dominante na região (IBDF 1979). A cobertura vegetal no Parque é formada por um complexo mosaico de tipos estruturais dominados por formações savânicas, que cobrem 48,1% da área, seguidas por formações florestais, em 36% da área, e campestres, representando 14,3% da área do Parque (Oliveira *et al*. 2007), além de área não classificada por sensoriamento remoto devido à cobertura por nuvens, correspondendo a 1,6% do Parque. De acordo com os mesmo autores, as formações savânicas correspondem ao cerrado típico (37,6%) e ao cerrado rupestre (10,5%). No PNSC são encontradas espécies de plantas típicas do Cerrado, mas também da Caatinga e floresta decídua (IBDF 1979).

As áreas de cerrado rupestre localizam-se de maneira esparsa no Parque, constituindo ilhas de vegetação, entremeadas por cerrado *sensu stricto* sobre Neossolo Quartzarênico, ou, ainda, por outras fisionomias vegetacionais (Fig. 2).

Amostragem - Inicialmente realizou-se um reconhecimento geral das áreas de cerrado rupestre no PNSC, com o auxílio de mapas de vegetação e de ordenamento do Parque para a delimitação do universo amostral. Foram selecionados 10 pontos com afloramentos rochosos e em cada área foi alocada, de forma aleatória, uma parcela de 20 × 50 m (1.000 m^2), seguindo o gradiente de declividade (Felfili *et al*. 2005; Moura *et al*. 2007). Estas parcelas foram demarcadas com estacas e suas coordenadas geográficas e altitude registradas com o

uso de GPS (*Global Positioning System*). Mediu-se, com suta metálica, todas as árvores com diâmetro do tronco igual ou superior a 5 cm, tomado a 30 cm do solo. Em árvores bifurcadas abaixo de 30 cm do solo, ou em caso de touceiras, cada tronco, desde que apresentasse o diâmetro mínimo de inclusão, foi medido separadamente e foi calculada a média quadrática das ramificações. As alturas foram medidas com vara graduada até 7,5 m, e estimadas visualmente para os indivíduos com alturas superiores a este valor. No caso de árvores bifurcadas, foi considerada a altura da ramificação mais alta. Foram realizadas coletas botânicas dos indivíduos férteis e incorporadas ao herbário IBGE.

Análise dos dados - Foi elaborada listagem da composição florística onde as famílias botânicas estão classificadas de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003). Para traçar o perfil florístico da área, as espécies foram identificadas quanto à sua distribuição predominante: espécies de ampla ocorrência no cerrado *sensu lato*, de distribuição restrita ao cerrado do Nordeste e Caatinga, espécies que ocorrem em áreas rupestres e em outras fitofisionomias, com base nos estudos de Rizzini (1997), Castro *et al*. (1998), Ratter *et al*. (2000; 2003; 2006) e Mendonça *et al*. (2008). O índice de diversidade de Shannon na base *e* foi utilizado para avaliar a diversidade alfa da comunidade, e a equabilidade foi calculada utilizando o índice de uniformidade de Pielou (Magurran 2004), ambos por meio do software Excel (Microsoft). Os parâmetros fitossociológicos foram obtidos por meio dos cálculos da densidade (D), da freqüência (F) e da dominância (Do) absolutas e relativas, bem como do valor de importância (VI), mediante a aplicação das fórmulas e conceitos contidos em Mueller-Dombois & Ellenberg (1974), também utilizando o software Excel. Esses cálculos foram efetuados de duas maneiras: apenas com os indivíduos vivos amostrados, e com a inclusão dos indivíduos mortos mas ainda em pé amostrados, e assim estão apresentados nos resultados. Os valores encontrados de diversidade, equabilidade, riqueza florística e parâmetros fitossociológicos foram comparados com os resultados obtidos em outros levantamentos realizados em áreas de cerrado *sensu stricto* localizados no Brasil Central e no estado do Piauí.

Para verificar a suficiência da amostragem, foram determinados o erro padrão da média em percentagem (EP%) e o intervalo de confiança (IC) a 95% de probabilidade para densidade e para área basal das parcelas. Para este fim também foi utilizado o estimador de riqueza Jacknife 1, que possibilita boa estimativa da riqueza total de uma amostra (Magurran 2004), calculado por meio do programa PC-ORD (McCune & Mefford 2006).

A análise de distribuição de diâmetros e alturas dos indivíduos foi realizada calculando o intervalo das classes diamétricas e de alturas por meio da fórmula de Spiegel (1976), para

que os intervalos de classe ficassem bem distribuídos, sem acúmulo de indivíduos em poucos intervalos nem classes sem nenhum representante.

Com o objetivo de identificar padrões na distribuição espacial das espécies entre 23 áreas de cerrado *sensu stricto* (Tab. 1), assim como comparar a similaridade do cerrado rupestre do PNSC com outras áreas de cerrado *sensu stricto*, foi realizada, mediante o uso do programa PC-ORD (McCune & Mefford 2006), a análise de classificação por meio da aplicação do método TWINSPAN - *Two-Way Indicator Species Analysis* (Kent & Coker 1992). Para isso foi preparada uma matriz com a densidade de indivíduos por espécies para cada área, que incluiu as espécies que apresentaram cinco ou mais indivíduos por área de estudo, totalizando 156 espécies. Espécies com diferentes variedades foram tratadas apenas em nível de espécie, e foram excluídas aquelas identificadas apenas em nível de gênero ou família. Esta análise, por meio de dicotomizações sucessivas, classifica simultaneamente espécies e áreas e evidencia espécies indicadoras, preferenciais e não preferenciais (generalistas) para cada área ou agrupamentos de áreas, com base na abundância de indivíduos por espécie, gerando pseudoespécies (Kent & Coker 1992). Foram adotados os níveis de corte 0, 2, 5 e 10 para as pseudoespécies.

Resultados

Riqueza e diversidade alfa – No cerrado rupestre do PNSC foram registrados 456 indivíduos, correspondendo a 47 espécies (sendo uma em nível de família e uma não identificada), distribuídas em 39 gêneros e 20 famílias (Tab. 2). A riqueza estimada pelo método de Jacknife foi de 67,7 espécies. A riqueza encontrada (47 espécies) representou 69% da riqueza estimada.O índice de diversidade de Shannon (H') foi de 3,11 e o índice de uniformidade de Pielou (J') foi de 0,81 (Tab. 1). As famílias que se destacaram em número de espécies foram: Fabaceae (13), Bignoniaceae (4), Vochysiaceae (4), Myrtaceae (3) e Apocynaceae (3). As famílias que se destacaram em densidade foram Vochysiaceae (152), Fabaceae (131), Apocynaceae (52), Combretaceae (27) e Bignoniaceae (22). As espécies mais abundantes na área foram: *Qualea parviflora* (85 indivíduos), *Callisthene microphylla* (37), *Plathymenia reticulata* (31), *Salvertia convallariodora* (30), *Aspidosperma multiflorum* (27), *Terminalia fagifolia* (26), *Himatanthus drasticus* (25) e *Copaifera coriacea* (21).

Perfil florístico e estrutura comunitária - A densidade foi de 456 ind ha^{-1} e a área basal 4,69 m^2 ha^{-1}. Desse total foram excluídos os 19 indivíduos mortos ainda em pé, que ocorreram em nove das 10 parcelas amostradas, que juntos somaram 0,38 m^2 ha^{-1} (Tab. 2). O erro padrão encontrado foi de 11,82% para a densidade média dos indivíduos vivos por hectare (IC = ±

10,57) e de 12,22% para a área basal (IC = ± 0,11) e indicam a precisão da amostragem para estimar esses parâmetros da comunidade (McCune & Grace 2002).

As 10 primeiras espécies em relação ao valor de importância (VI) foram responsáveis por 67,88% da densidade e 75,76% da dominância total da comunidade. Sendo assim, poucas espécies compuseram grande parte da estrutura da comunidade amostrada. Por outro lado, 28 espécies apresentaram VI menor que 10% do maior valor encontrado, representando 12,9%, 8,44% da densidade e dominância totais, respectivamente. Assim, percebe-se número elevado de espécies com baixa ocorrência nesta área, com baixas densidade e dominância.

As espécies que compõem a maior parte da estrutura da comunidade apresentaram padrões diferenciados com relação à sua contribuição em termos de VI. *Qualea parviflora* esteve presente em nove das 10 parcelas, apresentando a maior frequência na área e elevado número de indivíduos, se comparado com as demais espécies. *Parkia platycephala* se destacou em VI em função de sua elevada área basal individual (6,78%). *Callisthene microphylla* apresentou destaque em densidade (8,11%) e dominância (10,22%), que compensaram a baixa frequência. *Plathymenia reticulata* e *Terminalia fagifolia* destacaram-se em função da densidade (6,80% e 5,70%) e frequência (6,25%), enquanto *Salvertia convallariodora* exibiu certo equilíbrio entre os três parâmetros fitossociológicos analisados. Por fim, *Aspidosperma multiflorum* se destacou em VI principalmente em função de sua densidade (5,92%) e *Vatairea macrocarpa* da frequência (5,47%).

Dentre as 47 espécies encontradas, 42 foram identificadas botanicamente até o nível de espécie. Destas, 23 são espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, ao longo do bioma (Ratter *et al*. 2006) (Tab. 2). Oito espécies tem distribuição restrita ao cerrado *sensu lato* do Nordeste (Castro *et al*. 1998; Ratter *et al*. 2000): *Copaifera coriacea*, *Himatanthus drasticus*, *Stryphnodendron coriaceum*, *Aspidosperma multiflorum*; *Callisthene microphylla*, *Dimorphandra gardneriana*, *Mimosa verrucosa*, que também ocorrem na Caatinga (Castro *et al*. 1998) e *Parkia platycephala*, que também ocorre em savanas amazônicas (Mendonça *et al*. 2008) e em floresta amazônica de terra firme (Castro *et al*. 1998). De acordo com *checklist* de Mendonça *et al*. (2008), nenhuma espécie apresentou distribuição restrita às áreas rupestres, porém nove têm ocorrência registrada, além de outras fisionomias, em cerrado rupestre ou campo rupestre *sensu lato* (que abrange fisionomias campestres, savânicas e florestais). Por outro lado, 26 espécies ocorrem também em mata de galeria, mata ciliar e matas secas (Mendonça *et al*. 2008).

Entre as 10 espécies de maior VI, cinco delas são de ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, respondendo por 38,52% do VI total: *Qualea parviflora*, *Salvertia convallariodora*, *Plathymenia reticulata*, *Terminalia fagifolia* e *Vatairea macrocarpa*. Por

outro lado, outras cinco são de distribuição restrita, representando 24,84% do VI total: *Callisthene microphylla*, *Parkia platycephala*, *Himatanthus drasticus*, *Copaifera coriacea* e *Aspidosperma multiflorum*. Assim, apesar do número de espécies com distribuição restrita ao cerrado do Nordeste ser bastante inferior ao número de espécies com ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, elas se equilibram quando se observam as espécies que mais contribuem para a estrutura da vegetação neste local.

Estruturas diamétrica e de altura - Analisando a distribuição de diâmetros dos indivíduos (Fig. 3), percebe-se que ela apresenta padrão exponencial negativo ("J-reverso"), comumente encontrado em áreas de cerrado *sensu stricto*, onde a maioria dos indivíduos se concentra nas classes de pequeno porte (Felfili 2001). Na primeira classe de diâmetro foram registrados 211 indivíduos, correspondendo a 46% do total, e na segunda classe 86 indivíduos, correspondendo a 19%. Observa-se que 35 espécies, ou 74% do total amostrado nesta comunidade estão representadas na primeira classe diamétrica, reduzindo para 16 espécies ou 34% na quarta classe. Assim, percebe-se que quase a totalidade das espécies está recrutando, o que permite inferir que a comunidade é auto-regenerativa. Apenas 11 indivíduos foram registrados nas três maiores classes diamétricas, sendo: *Callisthene microphylla* (1 indivíduo), *Parkia platycephala* (3 indivíduos), *Salvertia convallariodora* (3 indivíduos), *Qualea parviflora* (3 indivíduos) e *Anacardium occidentale* (1 indivíduo), sendo esta última a de maior diâmetro: 31,5 cm.

Para a distribuição das alturas dos indivíduos (Fig. 4) foram obtidas 11 classes. A curva apresentou tendência à distribuição normal (formato de sino) com leve desvio para a esquerda, com maior número de indivíduos concentrado na quarta classe, de 4 a 5 m (131 indivíduos ou 29% do total). O indivíduo mais baixo pertencia à *Hymenaea* sp. (1,5 m) e o mais alto à *Callisthene microphylla* (11,5 m). Apenas 51 indivíduos, ou 11% do total, apresentaram altura superior a 7 m. A espécies seguiram o mesmo padrão de distribuição dos indivíduos, com 29 espécies, ou 61,7% do total, na quarta classe, de 4 a 5 m.

Comparação da similaridade do cerrado rupestre do PNSC com áreas de cerrado *sensu stricto* e padrão de distribuição de espécies - Consideramos na análise as seis primeiras divisões da classificação das 23 áreas de cerrado *sensu stricto* sobre diferentes tipos de solo (Fig. 5), que apresentaram autovalores superiores a 0,3, indicando divisões fortes (Gauch 1982). Já na primeira dicotomia as duas áreas do PNSC (cerrado rupestre e cerrado *sensu stricto* sobre Neossolo Quartzarênico) foram separadas das demais, tendo como espécie indicadora *Copaifera coriacea* e como espécies preferenciais *Aspidosperma multiflorum*, *Byrsonima correifolia*, *Dimorphandra gardneriana*, *Callisthene microphylla*, *Himatanthus drasticus*, *Parkia platycephala* e *Stryphnodendron coriaceum*. Na segunda divisão constaram, do lado

direito, as áreas sobre Neossolo Quartzarênico e as áreas rochosas de Serra Dourada e da região da Chapada dos Veadeiros (Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Alto Paraíso, Vila Propício, Serra Negra e Serra da Mesa). Este lado teve como espécies preferenciais *Curatella americana*, *Astronium fraxinifolium*, *Magonia pubescens*, *Vatairea macrocarpa*, *Terminalia fagifolia*, *Salvertia convallariodora*, entre outras. Do lado esquerdo ficaram as áreas sobre Latossolo e as áreas rochosas da Serra dos Pireneus (Parque Estadual dos Pireneus - PEP e Cocalzinho de Goiás) e da Fazenda Sucupira, tendo como espécies indicadoras *Schefflera macrocarpa* e *Roupala montana*, e dentre as espécies preferenciais, destacaram-se *Stryphnodendron adstringens*, *Eremanthus glomerulatus*, *Eriotheca pubescens*, *Myrsine guianensis*, *Styrax ferrugineus*, *Plenckia populnea* e *Dalbergia miscolobium*.

A terceira divisão separou as duas áreas da Serra dos Pireneus, no lado esquerdo, das áreas sobre Latossolo e do cerrado rupestre da Fazenda Sucupira, no lado direito. Como espécies preferenciais da Serra dos Pireneus podem ser citadas: *Schwartzia adamantium*, *Mimosa setosissima*, *Alchornea triplinervea*, *Clusia burchelli*, *Tibouchina papyrus*, *Simarouba versicolor*, dentre outras. A quarta divisão separou as três áreas sobre Neossolo Quartzarênico das áreas sobre solos rochosos da Chapada dos Veadeiros e da Serra Dourada. As áreas sobre Neossolo Quartzarênico tiveram como espécie indicadora *Guapira graciliflora*, e como espécies preferenciais *Machaerium acutifolium*, *Hirtella ciliata*, *Pouteria torta*, *Dalbergia miscolobium*, dentre outras. As áreas rochosas apresentaram as seguintes espécies preferenciais: *Byrsonima verbascifolia*, *Davilla elliptica*, *Astronium fraxinifolium*, *Magonia pubescens*, *Callisthene mollissima*, *Curatella americana*, *Erythroxylum deciduum*, *Dipteryx alata*, *Tabebuia aurea*, dentre outras. Por fim, nas últimas divisões, o cerrado rupestre da Fazenda Sucupira, tendo como espécie indicadora *Aloysia virgata*, foi isolado das áreas sobre Latossolo, e a área rochosa de Serra Dourada ficou separada das áreas rochosas da Chapada dos Veadeiros, que tiveram como espécie indicadora *Byrsonima verbascifolia*.

Discussão

Riqueza e diversidade alfa - As famílias mais ricas do PNSC coincidiram com aquelas geralmente encontradas em áreas de cerrado *sensu stricto*, com destaque para as famílias Fabaceae e Vochysiaceae (Felfili *et al*. 1993; Felfili *et al*. 2001; Albino 2004; Costa 2005; Felfili & Fagg 2007; Moura *et al*. 2007). Porém, ao comparar a riqueza com alguns estudos em cerrado rupestre (Tab. 1), percebe-se que o PNSC apresentou menor número de espécies em relação às áreas de cerrado rupestre do Brasil Central, mas maior quando comparado ao cerrado rupestre amostrado em Juazeiro do Piauí e Castelo do Piauí (Albino 2004). A riqueza florística do cerrado rupestre do PNSC também foi superior à encontrada em 10

levantamentos quantitativos realizados no estado do Piauí, onde a riqueza variou de 22 a 30 espécies (Castro *et al*. 1998).

Assim, verifica-se que o cerrado do Piauí apresenta menor riqueza florística do que as áreas de cerrado *sensu stricto* estudadas no Brasil Central, corroborando os resultados de Ratter *et al*. (2003). Segundo esses autores, apesar da menor riqueza das áreas de cerrado do Piauí e Maranhão, se comparadas com as do Brasil Central, elas apresentam flora peculiar, que fornece uma representação única da biodiversidade regional. No entanto, o cerrado rupestre estudado no PNSC é mais rico do que outras áreas do mesmo Estado, mesmo em áreas de solos mais profundos, ressaltando-se a importância da existência da unidade de conservação neste local, salvaguardando amostras da biodiversidade regional.

O cerrado rupestre do PNSC apresentou diversidade alfa (H' = 3,11) compatível com a variação que normalmente é registrada em áreas de cerrado *sensu stricto* no Brasil Central, e superior aos valores de alguns levantamentos realizados na região Nordeste do país (Tab. 1). O mesmo vale para a distribuição dos indivíduos pelas espécies (J' = 0,81), que foi razoavelmente equitativa, ou seja, sem a dominância marcante de uma única espécie (Magurran 2004). Estes resultados corroboram a afirmação de Felfili *et al*. (2004) e Ratter *et al*. (2003; 2006), de que a vegetação do Cerrado é heterogênea e se distribui em mosaicos, tanto em nível de paisagem (fitofisionomias e estruturalmente) quanto na distribuição de espécies (composição).

<u>Perfil florístico e estrutura comunitária</u> - A densidade de indivíduos lenhosos (DB ≥ 5 cm, a 30 cm do solo) registrada no PNSC foi a mais baixa dentre as áreas comparadas (Tab. 1), considerando a compatibilidade de metodologias utilizadas, como tamanho da amostra e diâmetro mínimo de inclusão. Entretanto, todos os 10 levantamentos realizados por Castro *et al*. (1998) em áreas de cerrado *sensu stricto* no Piauí, adotando metodologia semelhante à utilizada no presente estudo, registraram menos indivíduos que o observado no cerrado rupestre do PNSC. Já o valor encontrado de área basal é intermediário ao encontrado em áreas de cerrado rupestre no Brasil Central (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009), e inferior aos de cerrado sobre outros substratos (Felfili *et al*. 1993; 2001; 2007a). Dessa forma, apesar do cerrado rupestre do PNSC apresentar menor densidade que os do Brasil Central, parece possuir espécies que alcançam maior porte do que as de outras áreas de cerrado rupestre, dada o valor encontrado para área basal.

Ao analisar a composição florística observada na área, percebe-se que 55% das espécies encontradas no cerrado rupestre do PNSC constam na listagem das 116 espécies lenhosas dominantes da flora lenhosa do cerrado *sensu lato* proposta por Ratter *et al*. (2006), que são aquelas registradas para 20% ou mais das 376 áreas de cerrado *sensu lato* e savanas

amazônicas estudadas. Ou seja, mais da metade das espécies encontradas no presente estudo possui ampla distribuição geográfica no cerrado *sensu lato*. Além disso, 45% das espécies encontradas no cerrado rupestre do PNSC têm distribuição mais restrita no cerrado *sensu lato*, das quais oito são restritas ao cerrado do Nordeste (Rizzini 1997; Castro *et al*. 1998; Ratter *et al*. 2000; 2006).

Destacam-se quatro espécies que são consideradas raras por Ratter *et al*. (2003) por terem sido registradas em apenas uma das áreas estudadas e são consideradas de ocorrência extremamente restrita: *Buchenavia capitata*, *Callisthene microphylla*, *Copaifera coriacea* e *Myrcia guianensis*. Além dessas espécies, *Andira fraxinifolia* também parece ser de ocorrência extremamente restrita no cerrado *sensu lato*, pois não consta na referida lista da flora do cerrado *sensu lato* de Ratter *et al* (2003).

Espécies como *Byrsonima correifolia* e *Buchenavia capitata* não são comuns em levantamentos de cerrado *sensu stricto* realizados na área *core* do bioma (Amaral *et al*. 2006; Felfili & Fagg 2007; Felfili *et al*. 1993; Felfili *et al*. 2007a; Moura *et al*. 2007). Porém, *B. capitata* está presente em levantamentos na região Nordeste do Brasil, como no Ceará, em área de carrasco (Araújo *et al*. 1998), no Rio Grande do Norte, em fragmento de floresta decídua (Cestaro & Soares 2004), no Piauí, no Complexo de Campo Maior (Farias & Castro 2004), em Pernambuco, em área de vegetação arbustiva subcaducifólia (Gomes *et al*. 2006), em floresta seca (Rodal & Nascimento 2006) e em refúgio vegetacional de vegetação arbustiva perenifólia (Rodal *et al*. 1998). O mesmo vale para *B. correifolia*, que foi registrada por Oliveira (2004) em cerrado típico e rupestre do PNSC, e também em cerrado rupestre de Juazeiro do Piauí e e castelo do Piauí (PI), onde ocupou a 6ª posição em VI (Albino 2004). Da mesma forma, *Copaifera coriacea*, que foi citada por Farias & Castro (2004) no Complexo de Campo Maior, PI, e por Rocha *et al*. (2004) em dunas arenosas na Caatinga baiana, e para *Myrcia guianensis*, com ocorrência em fragmento de floresta decídua no Rio Grande do Norte (Cestaro & Soares 2004) e em área de carrasco no Ceará (Araújo *et al*. 1998).

Segundo Rizzini (1997), o cerrado piauiense e maranhense possue individualidade fitogeográfica e difere do cerrado do Brasil Central quanto à composição florística: cerca de 50% das espécies que ocorrem lá são compartilhadas com as do Brasil Central, 15% podem ser consideradas elementos peculiares, ou seja, próprias da região Nordeste, e cerca de 30% seriam espécies acessórias, provenientes de outras formações vegetais como a Floresta Amazônica e a Caatinga. Castro *et al*. (1998) consideram que a ocorrência de espécies endêmicas ou acessórias no cerrado do Nordeste é comparável a de outras áreas do bioma. Neste caso, o cerrado rupestre do PNSC se enquadra na descrição do cerrado do Piauí e Maranhão proposta por Rizzini (1997), pelo menos sob o aspecto qualitativo, pois apresenta

boa parte de sua riqueza composta por espécies de ampla distribuição no bioma Cerrado, mas também, em menor número, por espécies peculiares, restritas ao cerrado do Nordeste, e por espécies provenientes de outras formações, já que a área de estudo está localizada entre os biomas Floresta Amazônica e Caatinga.

Espécies como *Callisthene microphylla*, *Dimorphandra gardneriana* e *Mimosa verrucosa* são de ocorrência restrita ao cerrado do Nordeste e também ocorrem na Caatinga (Castro *et al*. 1998), assim como *Aspidosperma multiflorum* (Araújo *et al*. 1998; Castro *et al*. 1998; Lemos & Rodal 2002; Farias & Castro 2004). Já *Copaifera coriacea*, *Stryphnodendron coriaceum* e *Himatanthus drasticus* ocorrem apenas no cerrado do Nordeste (Rizzini 1997; Castro *et al*. 1998). O presente estudo registrou algumas espécies que também são encontradas em floresta amazônica de terra firme, como *Vitex polygama* e *Parkia platycephala* (Castro *et al*. 1998; Mendonça *et al*. 2008), sendo esta última citada por Ratter *et al*. (2000) como de ocorrência restrita ao cerrado do Nordeste. A influência de espécies restritas ao cerrado do Nordeste não se dá apenas na composição florística da área estudada, pois cinco das 10 espécies de maior VI são de distribuição restrita ao cerrado do Nordeste e contribuem para a estrutura da vegetação neste local.

Esses resultados corroboram os trabalhos de Castro & Martins (1999) e Ratter *et al*. (2003; 2006), que sugeriram a existência de variações no padrão de distribuição da flora ao longo do bioma Cerrado, e indicam que o cerrado do Nordeste constitui um dos supercentros de diversidade do bioma., dada a ocorrência de espécies restritas a esta região.

Assim, constata-se que a flora lenhosa do cerrado rupestre do PNSC possui influências dos biomas adjacentes, como a Caatinga, e em menor grau a Floresta Amazônica, por localizar-se em área ecotonal. A presença de elementos da flora de biomas vizinhos sobre a flora do cerrado *sensu stricto* tende a diminuir quanto mais nos aproximamos do centro geográfico do bioma Cerrado (Méio *et al*. 2003).

Verificou-se, também, a contribuição de espécies de outras fitofisionomias de Cerrado adjacentes às parcelas em estudo, tais como *Astronium fraxinifolium*, *Jacaranda brasiliana* e *Handroanthus serratifolius*, que ocorrem em florestas estacionais e matas de galeria (Nascimento *et al*. 2004; Felfili *et al*. 2007b; Mendonça *et al*. 2008). O presente estudo também apresentou 18 espécies em comum com levantamento de floresta estacional semidecidual no PNSC, que registrou um total de 78 espécies (Haidar 2008). A presença de espécies de formações florestais também ocorreu em outras áreas de cerrado rupestre no Brasil Central (Felfili & Fagg 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009). Tal fato deve-se à distribuição em mosaicos do cerrado rupestre ou como ilhas de vegetação em meio às outras fitofisionomias, como ocorre no PNSC, e também à presença de grotas nessas áreas rochosas,

o que ocasiona acúmulo de água e torna propício o estabelecimento de espécies associadas às matas de galeria, e também pelo acúmulo de serrapilheira que pode ocorrer entre as rochas, o que pode ocasionar o estabelecimento de espécies de solos mais férteis (Felfili & Fagg 2007).

Com base na análise florística do componente lenhoso observou-se que no cerrado rupestre do PNSC não houve registro de espécies que caracterizam o ambiente rochoso. Tal fato difere do encontrado em outros estudos realizados em áreas de cerrado rupestre no Brasil Central, que registraram, além de espécies de ampla distribuição no Cerrado, algumas poucas espécies peculiares de ambientes rupestres (Mendonça *et al*. 2008), tais como *Clusia weddelliana* Planch. & Triana, *Wunderlichia mirabilis* Riedel & Baker (Pinto *et al*. 2009), *Wunderlichia crulsiana* Taub. (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007), *Schwartzia adamantium* (Cambess.) Bedel ex Giraldo-Cañas (Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009) e *Tibouchina papyrus* (Pohl) Toledo (Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009).

A maioria das espécies comuns ao cerrado rupestre do PNSC e do Brasil Central (Amaral *et al*. 2006; Felfili & Fagg 2007; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009) se restringe às espécies dominantes da flora do cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2003; 2006), com exceção de *Jacaranda brasiliana* e *Handroanthus serratufolius*. Quando se analisa outros dois estudos realizados em cerrado rupestre no Piauí (Albino 2004; Costa 2005), este número aumenta pouco, com a inclusão de espécies mais características do cerrado do Nordeste do país, como por exemplo, *Aspidosperma multiflorum*, *Stryphnodendron coriaceum*, *Byrsonima correifolia* e *Mimosa verrucosa*.

Castro *et al*. (1998), que reuniram dados sobre a flora lenhosa de 13 áreas de cerrado do Piauí, afirmaram que existe grande heterogeneidade na composição de espécies na vegetação de cerrado do Piauí. Podemos confirmar tal afirmação ao observar o número de espécies diferentes e com diferentes posições de VI em alguns estudos realizados no PNSC. Trabalhando em escala local, Oliveira (2004) realizou levantamento em 0,27 ha de cerrado *sensu stricto* sobre Neossolo Quartzarênico no Parque Nacional de Sete Cidades, amostrando indivíduos com diâmetro do tronco maior ou igual a 3 cm ao nível do solo. Dentre as 10 espécies de maior VI em seu estudo, três estiveram, também, entre as 10 de maior VI no presente estudo: *Terminalia fagifolia*, *Plathymenia reticulata* e *Vatairea macrocarpa*. Já *Anacardium occidentale* e *Simarouba versicolor*, que também estiveram entre as 10 primeiras em VI no estudo de Oliveira (2004), no presente estudo ocuparam 16ª e 29ª posição de VI, respectivamente. Cinco espécies não foram amostradas no cerrado rupestre do PNSC: *Magonia pubescens*, *Hymenaea courbaril* var. *longifolia*, *Qualea grandiflora*, *Combretum mellifluum* e *Lippia origanoides*. Em outro estudo em cerrado *sensu stricto* sobre Neossolo Quartzarênico no PNSC (Lindoso 2008), com metodologia similar a este trabalho, foram

encontradas 45 espécies, sendo 26 em comum com o cerrado rupestre presentemente avaliado. Destas, cinco estão entre as 10 primeiras em VI nos dois estudos: *Vatairea macrocarpa*, *Plathymenia reticulata*, *Terminalia fagifolia*, *Qualea parviflora* e *Parkia platycephala*, o que permite afirmar que estas espécies têm ampla distribuição local.

Por fim, foi constatado número elevado de espécies, com baixa densidade e dominância, o que é padrão comum no cerrado *sensu stricto* (Felfili & Silva Júnior 2001; Felfili & Fagg 2007; Felfili *et al*. 2004; 2007a; Ratter *et al*. 2006). A densidade e dominância de árvores mortas, representando 4% da densidade e 7,44% da dominância total da comunidade, estão dentro da faixa de variação do que geralmente ocorre em áreas conservadas de cerrado *sensu stricto* (Tab. 1) e indicam que a comunidade não tem sofrido distúrbios recentes. Além disso, como a frequência registrada de indivíduos mortos foi elevada, ocorrendo em nove das 10 parcelas, é possível sugerir que não estão ocorrendo perturbações localizadas (Silva & Soares 2002).

Estruturas diamétrica e de altura - A distribuição da frequência dos indivíduos por classe de diâmetros apresentou tendência ao J-reverso, tal como encontrado para outras áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos rochosos e não rochosos (Felfili *et al*. 2001; Andrade *et al*. 2002; Albino 2004; Assunção & Felfili 2004; Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009), com grande número de indivíduos (46% do total) registrados na primeira classe. O número de espécies por classe de diâmetro segue a mesma tendência, com 74% do total de espécies registrado na comunidade presente na primeira classe diamétrica, indicando que a comunidade é auto-regenerativa, conforme sugerido por Felfili & Silva Junior (1988). Como há grande número de espécies e de indivíduos nas menores classes, com redução gradativa em relação ao acréscimo dos diâmetros, a comunidade tende a se manter estruturalmente ao longo do tempo, caso continue livre de grandes perturbações, de acordo com o proposto por Assunção & Felfili (2004).

Quanto à distribuição de frequência por classes de altura, foi encontrada maior concentração de indivíduos e de espécies em torno da quarta classe de altura (4 a 5 m). Em áreas de cerrado *sensu stricto*, é mais frequente encontrar o pico da curva na segunda classe, ou seja, dependendo do estudo de 1 até 4 m (Andrade *et al*. 2002; Albino 2004; Assunção & Felfili 2004; Amaral *et al*. 2006; Pinto *et al*. 2009). Com altura acima de 7 m foram encontrados 51 indivíduos, ou 11% do total, que se aproxima do encontrado por Lindoso (2008) em áreas de cerrado *sensu stricto* sobre Neossolo Quartzarênico no PNSC. Acima de 7 m foram registradas 13 espécies, dentre as quais *Stryphnodendron coriaceum*, *Himatanthus drasticus* e *Parkia platycephala*, que ocorrem apenas no cerrado do Nordeste (Rizzini 1997; Castro *et al*. 1998). Já Albino (2004) e Costa (2005) encontraram alturas médias no cerrado

sobre rochas do Piauí inferiores à desse estudo: 2,35 m e 2,85 m, respectivamente. Além disso, a altura média encontrada no PNSC foi de 4,7 m, superior ao sugerido por Ribeiro & Walter (2008) para áreas de cerrado rupestre, que seria de 2 a 4 m. Assim, o cerrado rupestre do PNSC apresentou indivíduos de maior altura do que os de outras áreas de cerrado *sensu stricto* sobre rochas e sobre outros tipos de solo, tanto do Brasil Central como do Nordeste.

Comparação da similaridade do cerrado rupestre do PNSC com áreas de cerrado *sensu stricto* e padrão de distribuição de espécies - A análise de classificação destacou a diferença do cerrado *sensu stricto* do PNSC com relação às áreas do Brasil Central, independente do tipo de solo. As duas áreas de cerrado *sensu strito* do PNSC foram separadas das demais logo na primeira divisão, tendo como espécies indicadoras aquelas com ocorrência restrita ao cerrado do Nordeste (Rizzini 1997; Castro *et al*. 1998; Ratter *et al*. 2000). O isolamento da área do PNSC das demais evidencia sua heterogeneidade florística, conforme observado por Castro & Martins (1999), que sugeriram que os cerrados marginais distais, como é o caso do PNSC, sejam centros de endemismo. Assim, reforça-se a importância da unidade de conservação de proteção integral nesta área singular de cerrado do Piauí, e que deve ter sua integridade garantida por meio de ações de proteção e fiscalização.

Nas demais divisões, a classificação foi fortemente influenciada pelo tipo de solo dos locais: áreas de Latossolo foram claramente separadas de áreas de Neossolo Quartzarênico. Bem como as áreas rochosas do Brasil Central também foram separadas em dois grupos: um mais associado às áreas sobre Latossolo e outro mais associado às áreas sobre Neossolo Quartzarênico. Entretanto, ao final da classificação, todas as áreas rochosas ficaram separadas das de solos não rochosos, demonstrando certa diferenciação.

O resultado final da classificação nos remete às regiões florísticas do bioma Cerrado propostas por Ratter *et al*. (2003; 2006), assim como às unidades ecológicas propostas por Silva *et al*. (2006) e estendidas aos limites do bioma por Felfili *et al*. (2008), adaptadas das unidades fisiográficas e sistemas de terras de Cochrane *et al*. (1985), que tem como base dados de clima, paisagem, solos, vegetação, geomorfologia, topografia e drenagem. Seguindo essas propostas de classificações, temos do lado direito da dicotomia as áreas de cerrado *sensu stricto* do PNSC, que provavelmente (visto que a classificação apresentada por Ratter *et al*. 2003; 2006 não engloba essa região) pertencem à região florística Norte-Nordeste e que fazem parte da unidade ecológica 3D (onde predominam planícies e matas secas, segundo Silva *et al*. 2006); as áreas sobre Neossolo Quartzarênico da Bahia que pertencem à região florística Norte-Nordeste e à unidade ecológica 1D (planícies onduladas, savanas e campos); e as áreas de solos litólicos e concrecionários da Chapada dos Veadeiros-GO que pertencem à região florística Centro-Oeste e à unidade ecológica 2A (morros e savanas densas), com

exceção de Vila Propício-GO, que pertence à unidade ecológica 1A (planaltos elevados e savanas). Encontram-se neste mesmo lado a área de cerrado rupestre de Serra Dourada, que pertence à região florística Centro-Oeste e à unidade ecológica 3A (planícies onduladas, florestas semidecíduas e savanas densas), além das áreas de cerrado sobre rochas do norte de Goiás e sul do Tocantins, que estão em duas regiões diferentes por apresentarem parcelas bastante espaçadas umas das outras: Norte-Nordeste e Centro-Oeste, e em seis unidades ecológicas: 2A, 3A, 1B (planícies, savanas), 1C (planícies, savanas densas), 2C, 1D. Do lado esquerdo da dicotomia temos o grupo de áreas sobre Latossolo do Distrito Federal e Minas Gerais, e a área de cerrado rupestre da Fazenda Sucupira-DF, que pertencem à região florística Centro-Sudeste e à unidade ecológica 1A, assim como as áreas rochosas da Serra dos Pireneus (PEP e Cocalzinho), que pertencem à região florística Centro-Oeste e à unidade ecológica 1A. Assim, verificamos que a distribuição de espécies lenhosas no cerrado *sensu stricto* não ocorre de maneira uniforme, mas segue padrões fitogeográficos determinados por fatores ambientais, dentre os quais o tipo de solo parece exercer forte influência, conforme já discutido.

Em síntese, o cerrado rupestre do PNSC apresenta diferenças florísticas daqueles do Planalto Central e de outros do Piauí, porém assemelha-se em diversidade com as áreas de cerrado *sensu stricto* do Brasil Central, e também em estrutura com áreas de cerrado rupestre da região *core* do bioma. A florística da área foi composta por 55% das espécies com ampla distribuição no cerrado *sensu lato* e 45% com distribuição restrita no cerrado *sensu lato*, das quais oito espécies têm ocorrência limitada ao cerrado do Nordeste, representando 19% do total de espécies. Neste caso, o aspecto marginal do cerrado rupestre investigado no PNSC foi comprovado pela presença de espécies características da região Nordeste e ausentes na região central do Brasil, como *Callisthene microphylla*, *Copaifera coriacea*, *Dimorphandra gardneriana*, *Mimosa verrucosa*, *Stryphnodendron coriaceum*, *Aspidosperma multiflorum*, *Himatanthus drasticus* e *Parkia platycephala*, algumas delas preponderantes na constituição da estrutura da comunidade lenhosa estudada.

Agradecimentos

À Capes pela concessão da bolsa de estudo no primeiro ano do curso; ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da UnB e ao CNPq-PELD pelo auxílio financeiro para a pesquisa de campo; às equipes do BIOTEN - Programa de Biodiversidade do Trópico Ecotonal do Nordeste da UFPI, do Laboratório de Manejo Florestal do Departamento de Engenharia Florestal da UnB e do IBAMA – PNSC pelo apoio prestado em campo; à profa. Dra. Carolyn

C. Proença (Departamento de Botânica - UnB) e Dr. Benedito Alísio da Silva Pereira (Pesquisador do IBGE) pela identificação botânica de algumas espécies.

Referências bibliográficas

Albino, R.S. 2004. **Levantamento florístico e estrutural de uma área de cerrado rupestre de baixa altitude e diagnóstico sócio-econômico dos trabalhadores envolvidos na atividade mineradora de pedras ornamentais, nos municípios de Juazeiro do Piauí e Castelo do Piauí**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Piauí, Teresina.

Amaral, A.G.; Pereira, F.F.O. & Munhoz, C.B.R. 2006. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF. **Cerne 12**(4): 350-359.

Andrade, L.A.Z.; Felfili, J.M. & Violatti, L. 2002. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília – DF. **Acta Botanica Brasilica 16**:225-240.

APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classication for the orders and families of owering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society 141**: 399-436.

Araújo, F.S.; Sampaio, E.V.S.B.; Figueiredo, M.A.; Rodal, M.J.N. & Fernandes, A.G. 1998. Composição florística da vegetação de carrasco, Novo Oriente, CE. **Revista Brasileira de Botânica 21**: 105-116.

Assunção, S.L. & Felfili, J.M. 2004. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 18**: 903-909.

Baptista, J.G. 1989. **Geografia física do Piauí: as terras**. 1º vol, 3ª ed. Teresina, Academia Piauiense de Letras.

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**(9): 147-178.

Castro, A.A.J.F.; Martins, F.R., Fernandes, A.G. 1998. The woody flora of cerrado vegetation in the state of Piauí, northeastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany 55**(3): 455-472.

Castro, A.A.J.F.; Castro, N.M.C.F.; Costa, J.M.; Farias, R.R.S.; Mendes, M.R.A.; Albino, R.S.; Barros, J.S. & Oliveira, M.E.A. 2007. Cerrados marginais do Nordeste e ecótonos associados. **Revista Brasileira de Biociências 5**(1): 273-275.

Cestaro, L.A. & Soares, J.J. 2004. Variações florísticas e estrutural e relações fitogeográficas de um fragmento de floresta decídua no Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 18**: 203-218.

Cochrane, T.T.; Sanchez, L.G.; Azevedo, L.G.; Porras, J.A. & Garver, C.L. 1985. **Land in tropical América**. 3 vols. Calli, CIAT/Embrapa – CPAC.

Costa, I.R. & Araújo, F.S. 2007. Organização comunitária de um encrave de cerrado *sensu stricto* no bioma Caatinga, chapada do Araripe, Barbalha, Ceará. **Acta Botanica Brasilica 21**: 281-291.

Costa, J.M. 2005. **Estudo fitossociológico e sócio-ambiental de uma área de cerrado com potencial melitófilo no município de Castelo do Piauí, Piauí, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Piauí, Teresina.

Della Fávera, J.C. 1999. Sete Cidades National Park, Piuaí State, Brazil. In: C. Schobbenhaus; D.A. Campos; E.T Queiroz & M. Winge (orgs.). **Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil**. Disponível em: www.unb.br/ig/sigep/sitio025/sitio025.htm. Brasília, UnB.

Farias, R.R.S. & Castro, A.A.J.F. 2004. Fitossociologia de trechos de vegetação do Complexo de Campo Maior, PI, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 18**: 949-963.

Felfili, J.M. 2001. Distribuição de diâmetros de quatro áreas de cerrado *sensu stricto* na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Pp. 57-61. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M. & Fagg, C.W. 2007. Floristic composition, diversity and structure of the "cerrado" *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica 30**: 375-385.

Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. **Acta Botanica Brasilica 2**: 85-105.

Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 2001. **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal

Fefili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Machado, J.W.B.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Hay, J.D. 1993. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado *sensu stricto* na Chapada Pratinha, DF – Brasil. **Acta Botanica Brasilica 6**: 27-43.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Rezende, A.V.; Nogueira, P.E.; Walter, B.M.T.; Silva, F.C. & Salgado, M.A.S. 2001. Fitossociologia da vegetação arbórea. Pp. 35-56. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Fagg, C.W.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology 175**: 37-46.

Felfili, J.M.; Carvalho, F.A. & Haidar, R.F. 2005. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Rezende, A.V.; Silva Júnior, M.C; Silva, P.E.N.; Walter, B.M.T.; Encimas, J.I. & Silva, M.A. 2007a. Fitossociologia da vegetação arbórea. Pp. 45-96. In: J.M. Felfili; A.V. Rezende & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma Cerrado: vegetação e solos da Chapada dos Veadeiros**. Brasília, Editora da Universidade de Brasília.

Felfili, J.M.; Nascimento, A.R.T.; Fagg, C.W. & Meirelles, E.M. 2007b. Floristic composition and community structure of a seasonally decidous forest on limestone outcrops in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica 30**: 611-621.

Felfili, J.M.; Felfili, M.C.; Nogueira, P.E.; Armas, J.F.S.; Farinas, M.R.; Nunes, M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V. & Fagg, C.W. 2008. Padrões fitogeográficos e sua relação com sistemas de terra no bioma Cerrado. Pp. 211-228. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Fonseca, M.S. & Silva Júnior, M.C. 2004. Fitossociologia e similaridade florística entre trechos de Cerrado sentido restrito em interflúvio e em vale no Jardim Botânico de Brasília, DF. **Acta Botanica Brasilica 18**: 19-29.

Gauch, H.G.J. 1982. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge, Cambridge University Press.

Gomes, A.P.S.; Rodal, M.J.N. & Melo, A.L. 2006. Florística e fitogeografia da vegetação arbustiva subcaducifólia da Chapada de São José, Buíqe, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 20**: 37-48.

Haidar, R.F. 2008. **Fitossociologia, diversidade e sua relação com variáveis ambientais em Florestas Estacionais do bioma Cerrado no Planalto Central e Nordeste do Brasil**. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

IBDF - Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1979. **Plano de Manejo: Parque Nacional de Sete Cidades - PI**. Brasília, Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – M.A./Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN).

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2001. **Limites estaduais do Brasil**. Disponível em: http://mapas.mma.gov.br/cgi-bin/mapserv?map=/opt/www/html/ webservices/ biorregioes.Map&service=WMS#estadosl.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. **Mapa de biomas do Brasil**. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/biomas.pdf.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2007. **Manual Técnico de Pedologia**. Rio de Janeiro, IBGE.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. 2010. **Normais climatológicas**. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/sonabra/maps/automaticas.php.

Jacomine, P.K.T.; Cavalcanti, A.C.; Pessoa, S.C.P.; Burgos, N.; Melo Filho, H.F.R.; Lopes, O.F. & Medeiros, L.A.R. 1986. **Levantamento exploratório de solos do estado do Piauí**. (escala 1:1000) v.112. Rio de Janeiro, EMBRAPA/SUDENE-DNR, Rio de Janeiro.

Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation description and analysis**. London, Belhaven Press.

Kovach, W.L. 1993. **MVSP - Multivariate Statistical Package**. Version 3.1. Pentraeth, Kovach Computing Services.

Lemos, J.R. & Rodal, M.J.N. 2002. Fitossociologia do componente lenhoso de um trecho da vegetação de caatinga no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 16**(1): 23-42.

Lindoso, G.S. 2008. **Cerrado *sensu stricto* sobre Neossolo Quartzarênico: fitogeografia e conservação**. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

Magurran, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blakwell Publishing.

Mccune, B. & Grace, J.B. 2002. **Analysis of ecological communities**. Oregon, MjM Software Design.

McCune, B. & M.J. Mefford. 2006. **PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 5.10. Gleneden Beach, Oregon, U.S.A., MjM Software.

Méio, B.B.; Freitas, C.V.; Jatobá, L.; Silva, M.E.F.; Ribeiro, J.F. & Henriques, R.P.B. 2003. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação de cerrado *sensu stricto*. **Revista Brasileira de Botânica 26**: 437-444.

Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Silva Júnior, M.C.; Filgueiras, T.S.; Nogueira, P.E. & Fagg, C.W. 2008. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. Pp. 423-1279. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 2. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Miranda, S.C.; Silva Júnior, M.C. & Salles, L.A. 2007. A comunidade lenhosa de cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. **Heringeriana 1**: 43-53.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2006. **Mapa de Unidades de Conservação do Brasil**. Disponível em: http://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/metadata.show?id=241.

Moura, I.O.; Gomes-Klein, V.L.; Felfili, J.M. & Ferreira, H.D. 2007. Fitossociologia da comunidade lenhosa de uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás. **Revista de Biologia Neotropical 4**: 83-100.

Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York, John Wiley & Sons.

Nascimento, A.R.T.; Felfili, J.M. & Meirelles, E.M. 2004. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de Floresta Estacional Decidual de Encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 18**: 659-669.

Oliveira, M.E.A. 2004. **Mapeamento, florística e estrutura da transição campo-floresta na vegetação (cerrado) no Parque Nacional de Sete Cidades, Nordeste do Brasil**. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

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**. Pp. 1775-1783. In: Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, 2007, INPE.

Pinto, J.R.R.; Lenza, E. & Pinto, A.S. 2009. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica 32**: 1-10.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S.; Ribeiro, J.F.; Dias, T.A.B. & Silva, M.R. 2000. Estudo preliminar da distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma Cerrado. **Boletim do Herbário Ezequias Paulo Heringer 5**: 5-43.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brasilian cerrado vegetation III: Comparison of the wood vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany 60**: 57-109.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2006. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrados. Pp. 31-66. In: R.T. Pennington; G.P.Lewis & J.A. Ratter (eds.). **Neotropical Savannas and Dry Forests: Diversity, Biogeography and Conservation**. Boca Raton, Taylor & Francis Group.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 153-212. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Rizzini 1997. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. Rio de Janeiro, Âmbito Cultural Edições Ltda.

Rocha, P.L.B.; Queiroz, L.P. & Pirani, J.R. 2004. Plant species and habitat in a sand dune field in the Brazilian Caatinga: a homogenous habitat harbouring an endemic biota. **Revista Brasileira de Botânica 27**: 739-755.

Rodal, M.J.N. & Nascimento, L.M. 2006. The arboreal component of a dry forest in Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology 66**: 479-491.

Rodal, M.J.N.; Andrade, K.V.A.; Sales, M.F. & Gomes, A.P.S. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. **Revista Brasileira de Biologia 58**: 517-526.

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

Silva, L.A. & Soares, J.J. 2002. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP**. Acta Botanica Brasilica 16**: 205-216.

Spiegel, M.P. 1976. **Estatística**. São Paulo, McGraw-Hill.

Tabela 1. Características dos solos, número de espécies (S), densidade (N) excluindo os indivíduos mortos, quando presentes nos estudos, porcentagem de indivíduos mortos em pé, área basal dos indivíduos vivos (Gi), índice de diversidade de Shannon (H'), equabilidade de Pielou (J') e métodos adotados nos estudos realizados em áreas de cerrado *sensu stricto*, no Brasil Central e no estado do Piauí. Onde: DB (30 cm) = diâmetro medido à 30 cm do solo e DNS = diâmetro medido ao nível do solo.

Local	**Características dos solos**	**S**	**N (ind ha^{-1})**	**Mortos (%)**	**Gi (m^2 ha^{-1})**	**H'**	**J'**	**Métodos**
Este trabalho*	Solo raso, rochoso com afloramentos de rochas areníticas	47	456	4	4,69	3,11	0,81	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Parque Estadual dos Pireneus, GO (Moura *et al*. 2007)*	Solos Litólicos arenosos com afloramentos de rocha quartzíticos	56	461	9	3,48	3,33	0,82	DB (30cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Fazenda Sucupira, DF (Amaral *et al*. 2006)*	Solo raso, arenoso e laterítico com afloramentos rochosos de quartzito	51	607	3,80	3,58	3,08	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Cocalzinho, GO (Pinto *et al*. 2009)*	Neossolo Quartzarênico com afloramentos rochosos de quartzito	65	674	-	5,67	3,45	0,83	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Serra Dourada, GO (Miranda *et al*. 2007)*	Solos Litólicos formados por micaxistos, quartzitos e filitos, pouco profundos e arenosos	54	1.112	2,2	6,92	3,13	0,79	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Norte de Goiás e sul do Tocantins (Felfili & Fagg 2007)*	Solos rochosos e concrecionários	87	796	4,71	8,09	2,87	0,78	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 16 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1,6 ha
Juazeiro do Piauí e Castelo do Piauí, PI (Albino 2004)	Neossolo Litólico	22	829	-	7,37	1,58	-	DNS ≥ 3 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Castelo do Piauí, PI (Costa 2005)	Neossolo Litólico, pouco profundos	20	1.568	-	4,40	2,21	-	DNS ≥ 3 cm, pelo método de quadrantes com 100 pontos amostrais
PNSC areia (Lindoso 2008)*	Neossolo Quartzarênico	45	966	5,01	9,15	3,07	0,80	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
PNSC (Oliveira 2004)	Neossolo Quartzarênico	72	2.711	-	13,60	3,55	0,83	DNS ≥ 3 cm, em 27 parcelas de 10 × 10 m, totalizando 0,27 ha
Floresta Nacional do Araripe, CE (Costa & Araújo 2007)	Latossolo	43	2.224	-	19,20	2,88	0,77	DNS ≥ 3 cm, em 200 pontos-quadrante
Parque Nacional de Brasília, DF (Felfili *et al.* 1993)*	Latossolo	55	894	13,71	7,45	3,34	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Patrocínio, MG (Felfili *et al.* 1993)*	Latossolo	68	941	5,20	5,40	3,11	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha

continua...

Continuação Tab. 1.

Local	Características dos solos	S	N (ind ha^{-1})	Mortos (%)	Gi (m^2 ha^{-1})	H'	J'	Métodos
Paracatu, MG (Felfili *et al.* 1993)	Latossolo	60	624	6,02	5,50	3,53	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Silvânia, GO (Felfili *et al.* 1993)*	Latossolo	68	1.287	6,10	10,71	3,31	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF (Felfili *et al.* 1993)*	Latossolo	72	1.326	5,11	10,02	3,62	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
APA Gama-Cabeça de Veado, DF (Felfili *et al.* 1993)*	Latossolo	66	1.315	5,67	9,87	3,56	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Formosa do Rio Preto, BA (Felfili *et al.* 2001)*	Nessolo Quartzarênico	68	603	3,98	7,17	3,73	0,88	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Correntina, BA (Felfili *et al.* 2001)*	Nessolo Quartzarênico	66	646	5,83	5,72	3,56	0,85	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG (Felfili *et al.* 2001)	Neossolo Quartzarênico e solos concrecionários	67	778	5,70	8,47	3,44	0,81	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
São Desidério, BA (Felfili *et al.* 2001)*	Neossolo Quartzarênico e Latossolo	67	764	8,50	7,79	3,56	0,84	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Centro Olímpico da UnB na APA do Paranoá, DF (Assunção & Felfili 2004)*	Latossolo	54	818	7,26	8,97	3,41	-	DB (30cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Jardim Botânico de Brasília, DF (interflúvio) (Fonseca & Silva Júnior 2004)*	Latossolo	53	1.174	3,69	8,18	3,16	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Jardim Botânico de Brasília, DF (vale) (Fonseca & Silva Júnior 2004)*	Latossolo	54	935	2,16	5,50	3,40	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Serra Negra, GO (Felfili *et al*. 2007a)*	Cambissolos concrecionários	97	1.196	5,93	9,19	3,58	0,78	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Serra da Mesa, GO (Felfili *et al*. 2007a)*	Cambissolos concrecionários	91	951	6,66	9,20	3,57	0,79	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha

continua...

Continuação Tab. 1.

Local	**Características dos solos**	**S**	**N (ind ha^{-1})**	**Mortos (%)**	**Gi (m^2 ha^{-1})**	**H'**	**J'**	**Métodos**
PARNA Chapada dos Veadeiros, GO (Felfili *et al*. 2007a)*	Solos Litólicos arenosos com afloramentos de rochas areníticos	85	1.016	8,36	8,21	3,57	0,81	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Alto Paraíso, GO (Felfili *et al*. 2007°)*	Solos Litólicos arenosos com afloramentos de rochas areníticos, Neossolo Quartzarenico, Latossolo	92	884	6,36	7,65	3,44	0,76	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Vila Propício, GO (Felfili *et al*. 2007a)*	Solos Litólicos concrecionários	82	801	3,59	7,02	3,71	0,84	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha

* Áreas que constaram na análise de classificação pelo método TWINSPAN (Fig. 5).

Tabela 2. Descritores fitossociológicos em ordem decrescente do valor de importância (VI) das espécies lenhosas em área de cerrado rupestre amostrada no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. Onde: DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, FA = freqüência absoluta, FR = freqüência relativa, DoA = dominância absoluta e DR = dominância relativa, N.I. = espécie não identificada.

ESPÉCIES	**FAMÍLIAS**	**DA** (ind ha^{-1})	**DR** (%)	**FA**	**FR** (%)	**DoA** (m^2 ha^{-1})	**DoR** (%)	**VI**
Qualea parviflora Mart.*	VOCHYSIACEAE	85	18,64	90	7,03	0,9473	20,20	45,87
Salvertia convallariodora A. St.-Hil.*	VOCHYSIACEAE	30	6,58	60	4,69	0,5634	12,01	23,28
Callisthene microphylla Warm.**	VOCHYSIACEAE	37	8,11	20	1,56	0,4790	10,22	19,89
Plathymenia reticulata Benth.*	FABACEAE	31	6,80	80	6,25	0,2810	5,99	19,04
Terminalia fagifolia Mart.*	COMBRETACEAE	26	5,70	80	6,25	0,2684	5,72	17,67
Parkia platycephala Benth.**	FABACEAE	13	2,85	60	4,69	0,3181	6,78	14,32
Himatanthus drasticus (Mart.) Plumel**	APOCYNACEAE	25	5,48	50	3,91	0,2201	4,69	14,08
Copaifera coriacea Mart.**	FABACEAE	21	4,61	70	5,47	0,1748	3,73	13,80
Aspidosperma multiflorum A. DC.**	APOCYNACEAE	27	5,92	40	3,13	0,1588	3,39	12,43
Vatairea macrocarpa (Benth.) Ducke*	FABACEAE	10	2,19	70	5,47	0,0953	2,03	9,69
Astronium fraxinifolium Schott ex Spreng.*	ANACARDIACEAE	14	3,07	50	3,91	0,0944	2,01	8,99
Stryphnodendron coriaceum Benth.**	FABACEAE	16	3,51	20	1,56	0,1666	3,55	8,62
Jacaranda brasiliana (Lam.) Pers.	BIGNONIACEAE	14	3,07	50	3,91	0,0473	1,01	7,99
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.*	SAPOTACEAE	6	1,32	40	3,13	0,1074	2,29	6,73
Curatella americana L.*	DILLENIACEAE	10	2,19	30	2,34	0,0856	1,83	6,36
Anacardium occidentale L.*	ANACARDIACEAE	5	1,10	30	2,34	0,1293	2,76	6,20
Byrsonima correifolia A. Juss.	MALPIGHIACEAE	8	1,75	40	3,13	0,0384	0,82	5,70
Andira sp.	FABACEAE	14	3,07	10	0,78	0,0547	1,17	5,02
Dimorphandra gardneriana Tul.**	FABACEAE	5	1,10	30	2,34	0,0634	1,35	4,79
Byrsonima sericea DC.	MALPIGHIACEAE	5	1,10	30	2,34	0,0159	0,34	3,78
Tachigali paniculatum Vogel*	FABACEAE	7	1,54	20	1,56	0,0235	0,50	3,60
Agonandra brasiliensis Miers ex Benth. & Hook. f.*	OPILIACEAE	3	0,66	30	2,34	0,0190	0,40	3,41
Handroanthus serratifolius (Vahl) S. Grose	BIGNONIACEAE	4	0,88	20	1,56	0,0226	0,48	2,92
Hymenaea sp.	FABACEAE	4	0,88	10	0,78	0,0444	0,95	2,60
Qualea multiflora Mart.*	VOCHYSIACEAE	6	1,32	10	0,78	0,0187	0,40	2,50
Vitex polygama Cham.	LAMIACEAE	2	0,44	20	1,56	0,0086	0,18	2,18
Manihot sp.	EUPHORBIACEAE	2	0,44	20	1,56	0,0071	0,15	2,15
Handroanthus ochraceus (Cham.) Mattos*	BIGNONIACEAE	3	0,66	10	0,78	0,0186	0,40	1,84
Simarouba versicolor A. St.-Hil.*	SIMAROUBACEAE	2	0,44	10	0,78	0,0242	0,52	1,74

continua...

Continuação Tab. 2.

ESPÉCIES	FAMÍLIAS	DA (ind ha^{-1})	DR (%)	FA	FR (%)	DoA (m^2 ha^{-1})	DoR (%)	VI
Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne*	FABACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0324	0,69	1,69
Hirtella ciliata Mart. & Zucc.*	CHRYSOBALANACEAE	2	0,44	10	0,78	0,0218	0,46	1,68
Myrtaceae	MYRTACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0305	0,65	1,65
Andira fraxinifolia Benth.	FABACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0272	0,58	1,58
Myrcia guianensis (Aubl.) DC.	MYRTACEAE	2	0,44	10	0,78	0,0129	0,27	1,49
Psidium myrsinoides O. Berg,*	MYRTACEAE	2	0,44	10	0,78	0,0127	0,27	1,49
Hancornia speciosa Gomes*	APOCYNACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0111	0,24	1,24
N.I.	INDETERMINADA	1	0,22	10	0,78	0,0099	0,21	1,21
Ouratea hexasperma (A. St.-Hil.) Baill.*	OCHNACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0059	0,13	1,13
Tabebuia aurea (Silva Manso) Benth. & Hook. F. ex S. Moore*	BIGNONIACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0054	0,12	1,12
Bowdichia virgilioides Kunth*	FABACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0038	0,08	1,08
Mimosa verrucosa Benth.**	FABACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0038	0,08	1,08
Casearia sylvestris Sw.*	SALICACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0033	0,07	1,07
Antonia ovata Pohl	LOGANIACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0031	0,07	1,07
Buchenavia capitata (Vahl) Eichler	COMBRETACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0028	0,06	1,06
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K. Schum.*	RUBIACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0025	0,05	1,05
Heisteria ovata Benth.	OLACACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0022	0,05	1,05
Casearia grandiflora Cambess.	SALICACEAE	1	0,22	10	0,78	0,0020	0,04	1,04
Total		**456**	**100**	**1.280**	**100**	**4,6891**	**100**	**300**
Mortas		19	4,00	90	6,57	0,3768	7,44	18,01
Total		475	100	1.370	100	5,0659	100	300

* Espécie de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2006).
** Espécie de distribuição restrita ao cerrado do Nordeste (Rizzini 1997; Castro *et al*. 1998; Ratter *et al*. 2000).

As espécies não sinalizadas não se enquadraram em nenhuma das duas classificações acima.

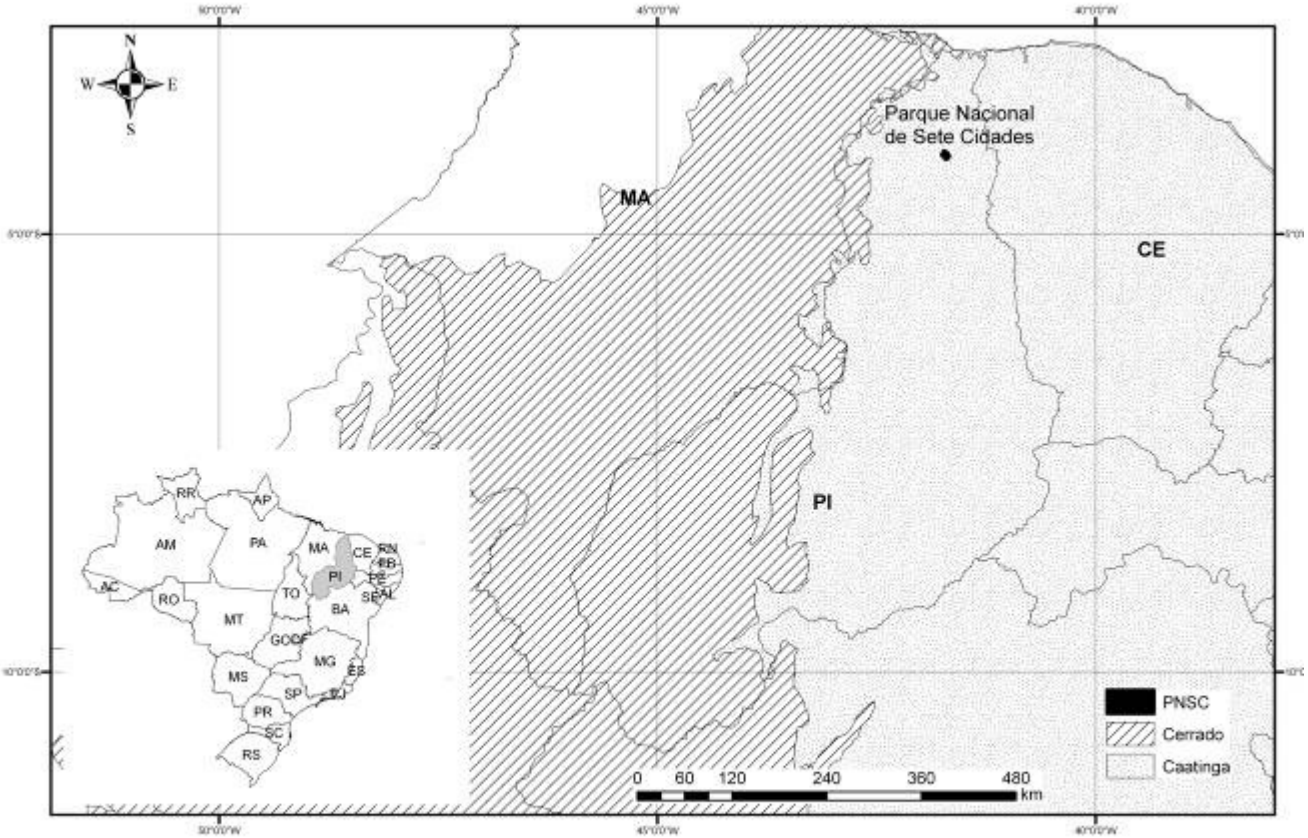

Figura 1. Localização do estado do Piauí no Brasil, e do Parque Nacional de Sete Cidades no estado do Piauí, indicando localização sua ecotonal entre os biomas Cerrado e Caatinga. Fontes: IBGE (2001; 2004); MMA (2006).

Figura 2. Área de estudo, Parque Nacional de Sete Cidades, PI. 2A. Área de cerrado rupestre, vista ao longe, evidenciando o aspecto insular da fisionomia. 2B. Aspecto geral da área de estudo. 2C e 2D. Detalhes da área de estudo, com indivíduos crescendo entre rochas. 2E. Demarcação de parcela. 2F. Medição de diâmetro de indivíduo entre rochas. Fotos de Iona'i Ossami de Moura.

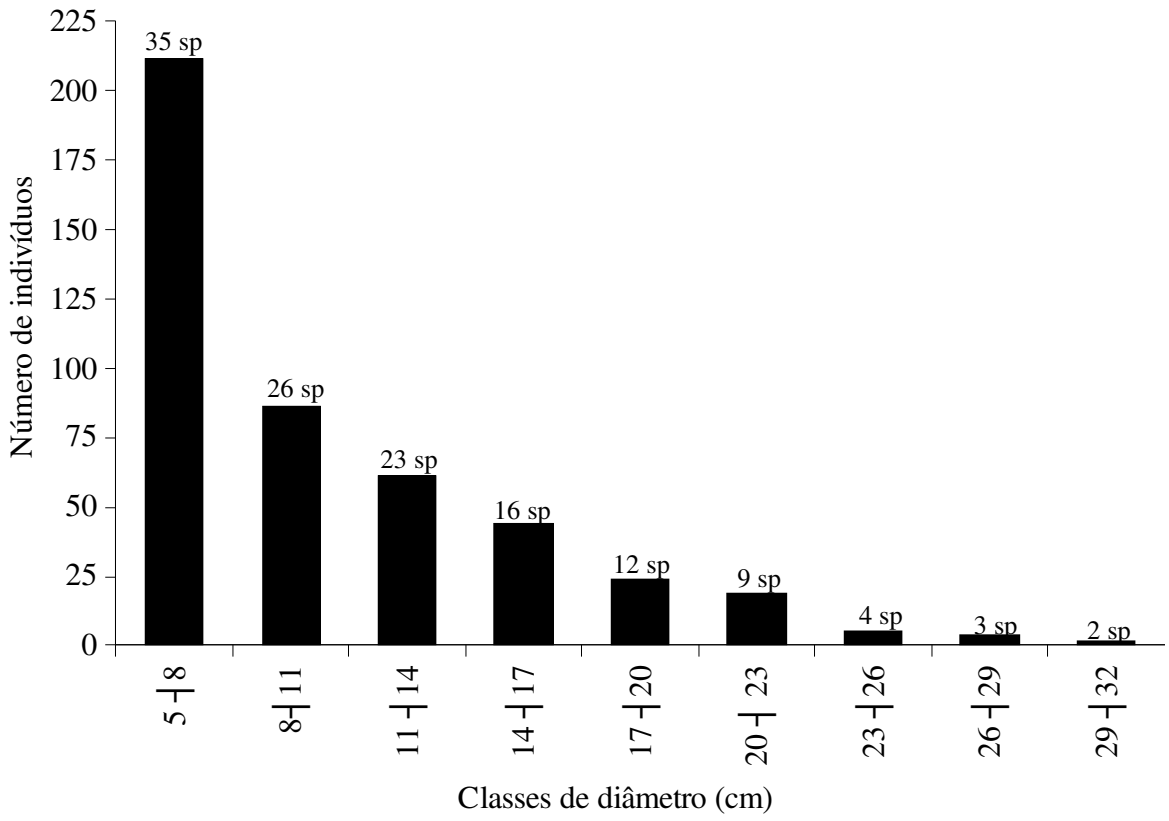

Figura 3. Distribuição por classes de diâmetro dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. Os números acima das barras indicam o número de espécies em cada classe diamétrica.

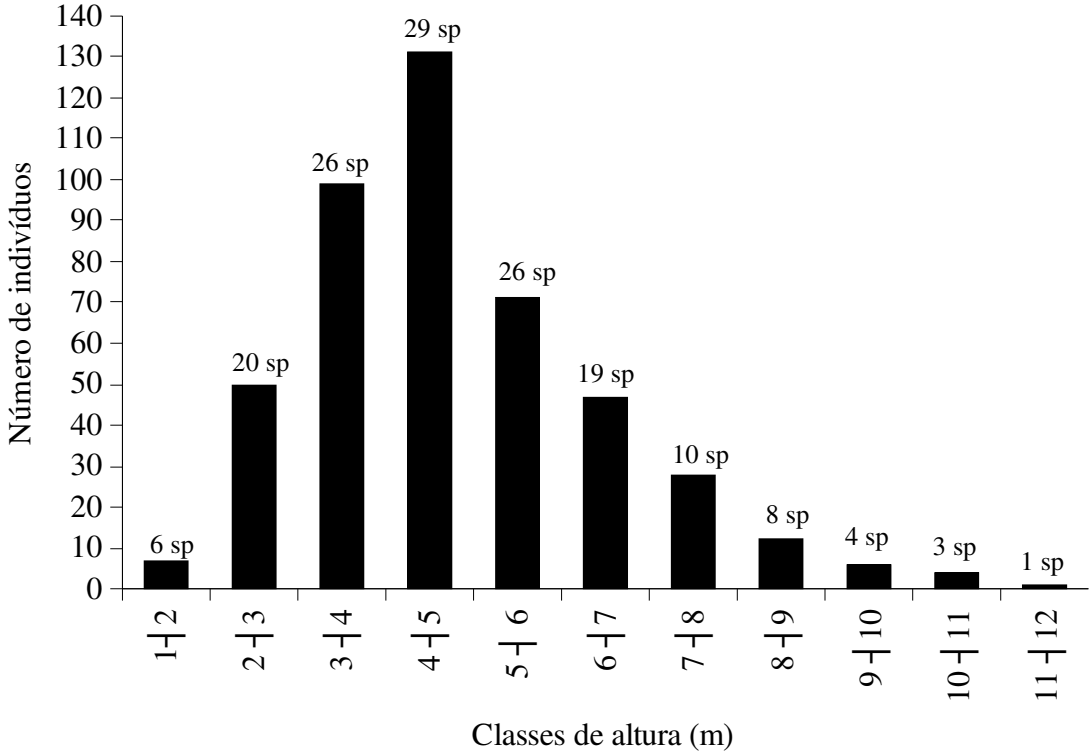

Figura 4. Distribuição por classes de altura dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. Os números acima das barras indicam o número de espécies em cada classe de altura.

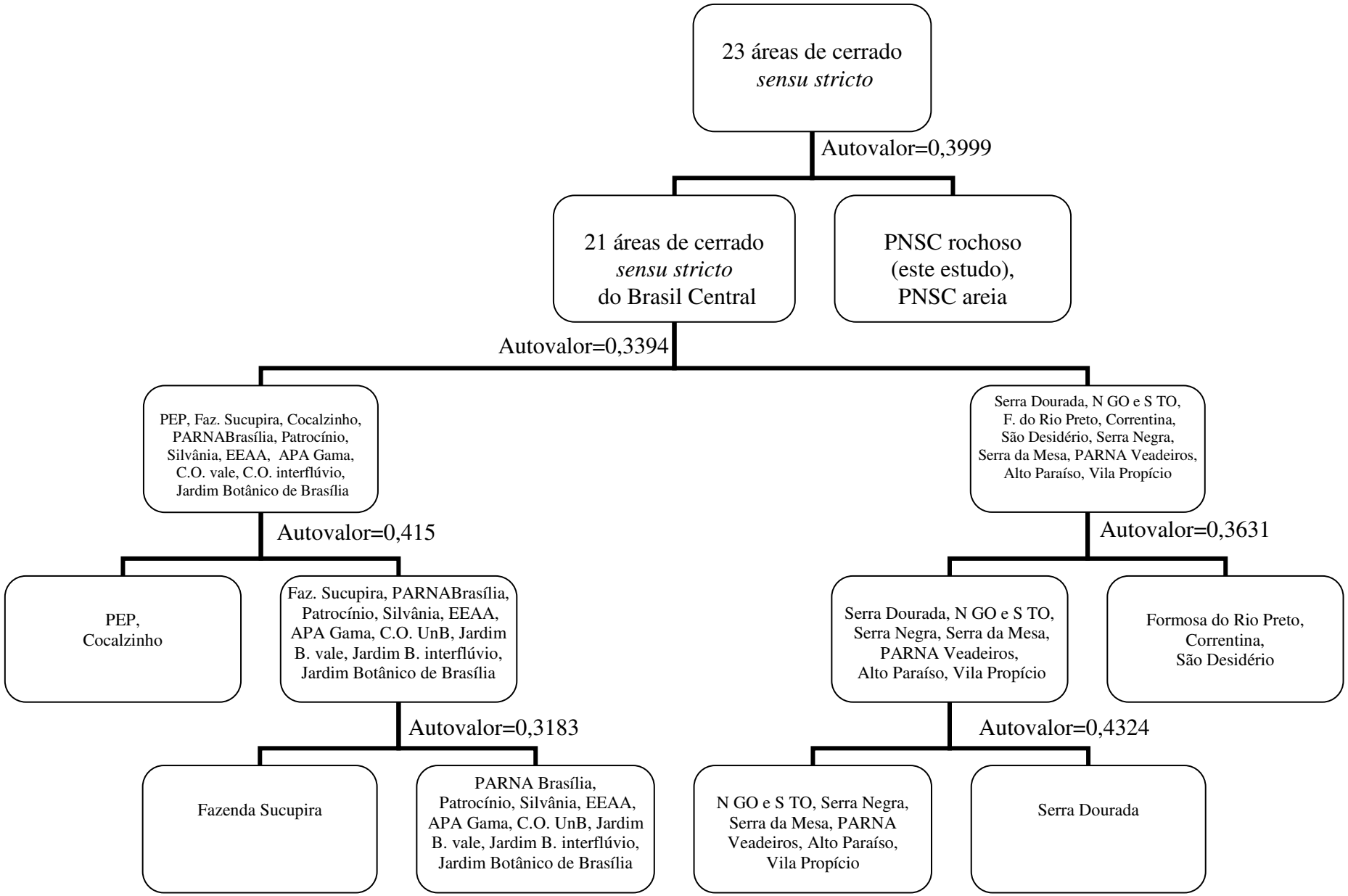

Figura 5. Classificação pelo método TWINSPAN de 23 áreas de área de cerrado *sensu stricto*. Ver descrição das áreas na Tab. 1.

Capítulo 3

Comunidade lenhosa em cerrado rupestre na região de Cáceres - MT: ecótono Cerrado-Pantanal

RESUMO - (Comunidade lenhosa em cerrado rupestre na região de Cáceres - MT: ecótono Cerrado-Pantanal). Este capítulo teve por objetivos caracterizar a composição florística, a estrutura comunitária e a diversidade do componente lenhoso de cerrado rupestre na região de Cáceres - MT, confrontando os resultados com outros levantamentos realizados em áreas de cerrado *sensu stricto* sobre diferentes tipos de solo. Além disso, visou-se verificar se a elevada riqueza atribuída aos ecótonos se aplica a essa área, assim como investigar se a flora lenhosa do cerrado rupestre estudado é influenciada pelo bioma Pantanal. Foram alocadas aleatoriamente 10 parcelas de 20 × 50 m e medidos o diâmetro e a altura de todos os indivíduos lenhoso com diâmetro do tronco igual ou superior a 5 cm, medido à 30 cm do solo. Foram registradas 69 espécies, distribuídas em 57 gêneros e 31 famílias botânicas. A densidade foi de 993 ind ha^{-1} e a área basal 10,33 m^2 ha^{-1}. O índice de diversidade de Shannon (H') foi de 3,48 e a equabilidade de Pielou foi de (J') 0,82. As famílias mais ricas em espécies foram Fabaceae (12), Vochysiaceae (7), Apocynaceae (4), Rubiaceae (4), Myrtaceae (3) e Annonaceae (3) e, aquelas com maior número de indivíduos, foram Vochysiaceae (284), Dilleniaceae (157), Fabaceae (94), Malpighiaceae (67) e Lythraceae (61). As espécies com maior valor de importância foram: *Qualea parviflora*, *Davilla elliptica*, *Curatella americana*, *Tabebuia aurea*, *Lafoensia pacari*, *Callisthene major*, *Vochysia divergens*, *Byrsonima pachyphylla*, *Myrcia* sp. e *Callisthene mollissima*. A florística da área foi composta por 73% das espécies com ampla distribuição no cerrado *sensu lato* e 27% com distribuição restrita no cerrado *sensu lato*, com uma espécie, *Vochysia divergens*, proveniente da Amazônia e muito comum nas áreas úmidas do Pantanal. Os resultados de diversidade, densidade e área basal estão dentro da faixa de amplitude encontrada em levantamentos de cerrado *sensu stricto* sobre diferentes tipos de solos, sendo o valor de área basal um dos mais elevados. No entanto, a elevada riqueza esperada associada aos ecótonos não se aplicou à flora lenhosa na comunidade do cerrado rupestre amostrado em Cáceres, pois este não apresentou maior número de espécies quando comparada a outras áreas não ecotonais.

Palavras-chave: afloramentos rochosos, cerrado marginal, composição florística, ecótono, fitossociologia.

ABSTRACT - (Rock soil savanna tree-shrub community in the Cáceres region, Mato Grosso – Brazil: Cerrado-Pantanal ecotone). The main goals of this chapter is to analyze the floristic composition, structure, and diversity of the tree-shrub community in a rock soil savanna formation located in the Cáceres region (Mato Grosso state). We compared this result with other surveys of cerrado *sensu stricto*, in different soil types, and examined if the high ecotonal species richness applies to this area. We also investigated whether the rock soil savanna woody flora is influenced by the Pantanal biome. Ten 20 × 50 m plots (1000 m^2) were randomly placed at the study site and each woody individual with $D_{30} \geq 5$ cm was measured for diameter and height. The survey registered 69 species within 57 genera and 31 botanical families. A total of 993 ind ha^{-1} where sampled, with a basal area of 10.33 $m^2.ha^{-1}$. The Shannon diversity index was 348 and Pielou equability index (J') was 0.82. The most representative families, in terms of number of species were Fabaceae (12), Vochysiaceae (7), Apocynaceae (4), Rubiaceae (4), Myrtaceae (3) and Annonaceae (3). Families with highest densities were Vochysiaceae (284), Dilleniaceae (157), Fabaceae (94), Malpighiaceae (67) and Lythraceae (61). *Qualea parviflora*, *Davilla elliptica*, *Curatella americana*, *Tabebuia aurea*, *Lafoensia pacari*, *Callisthene major*, *Vochysia divergens*, *Byrsonima pachyphylla*, *Myrcia* sp. and *Callisthene mollissima* presented highest importance values. Floristically, 73% of the species are widely distributed in the cerrado *sensu lato* and 27% have a restricted distribution in the cerrado *sensu lato*, where we found *Vochysia divergens*, an Amazonian species common in the humid areas of the Pantanal. The diversity, basal area and density results are within the range found in similar studies on cerrado *sensu stricto* (on various types of soils) with this basal area among the highest values. However, the high richness associated with the ecotone was not found in the Cáceres rock soil savanna, not differentiated from other non ecotonal areas.

Key words: ecotone, floristic composition, marginal cerrado, phytosociology, rock outcrops.

Introdução

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, ocupa aproximadamente um quarto da superfície do Brasil e faz contato com os outros biomas brasileiros, com exceção dos Pampas, no sul do país (IBGE 2004). Com toda esta extensão, a vegetação do Cerrado apresenta grande heterogeneidade florística e fisionômica (Walter *et al*. 2008). De acordo com Sano *et al*. (2009), 61% das áreas naturais do bioma são cobertas por fitosifionomias savânicas, 32% florestais e 7% campestres. A fitofisionomia que predomina no bioma é o cerrado *sensu stricto*, cobrindo aproximadamente 65% de sua área original (Marimon Júnior & Haridasan 2005).

O cerrado *sensu stricto* apresenta distribuição em mosaicos, com até uma centena de espécies arbóreas lenhosas se alternando tanto em frequência quanto em densidade, conforme a região geográfica e as características ambientais (Felfili *et al*. 2004; 2007). Fatores ambientais como topografia, drenagem, precipitação sazonal, fertilidade e drenagem dos solos, regime do fogo, flutuações climáticas do Quaternário (Eiten 1972; Furley 1999; Oliveira-Filho & Ratter 2002) e altitude (Felfili *et al*. 1993; Castro & Martins 1999; Ratter *et al*. 1996) podem exercer influência sobre a distribuição fitofisionômica e florística do Cerrado.

Segundo Haridasan (2001), a paisagem do Cerrado consiste em um mosaico de formas de solo e vegetação em diferentes superfícies de erosão, sendo as diferentes fisionomias conseqüência direta dos gradientes de associação edáfica, juntamente com variações geomorfológicas. Padrões fitogeográficos foram constatados por Ratter & Dargie (1992) e por Ratter *et al*. (1996; 2000; 2003; 2006) para a flora do cerrado *sensu lato*, que verificaram a existência de sete regiões florísticas ao longo do bioma; e por Castro & Martins (1999), que identificaram oito grupos florísticos, reunindo-os em cinco grandes regiões: cerrado de São Paulo, do Planalto Central, do Nordeste, do Pantanal e do Litoral. Cochrane *et al*. (1985) identificaram em boa parte do Cerrado conjuntos de áreas que têm padrão recorrente de clima, paisagem e solos, denominados sistemas de terra, que posteriormente foram utilizados por Silva *et al*. (2006), com a inclusão de outras variáveis como fitofisionomia, fenologia, topografia e drenagem, resultando em subdivisões denominadas unidades ecológicas. Felfili *et al*. (2008) detectaram estreita relação entre os sistemas de terra e as unidades ecológicas com a composição florística e estrutural de áreas de cerrado *sensu stricto* no Brasil Central.

No estado de Mato Grosso, com uma área total de 903.357,908 km^2 (IBGE 2010), três biomas se fazem presentes: Floresta Amazônica, cobrindo 50% da área total do Estado,

Cerrado, cobrindo 40% e Pantanal, cobrindo 10% (Coutinho 2005). Oficialmente, o planalto da Bacia do Alto Rio Paraguai (BAP) localiza-se no bioma Cerrado, mas é essencial para a manutenção dos processos naturais do Pantanal. Lá estão as nascentes dos principais rios do Pantanal, e constituem áreas de refúgio de animais durante períodos de inundação e em extremos climáticos (Neves 2009). De acordo com a mesma autora, o fato da legislação ambiental brasileira não considerar o planalto e as áreas úmidas do Pantanal como uma unidade ecológica e funcional, ou seja, como ecossistemas associados, é extremamente problemático, pois restrições de uso impostas ao bioma Pantanal não afetam o planalto da BAP. Ou seja, as nascentes do Pantanal continuam em risco.

A região estudada localiza-se no planalto da BAP, no limite do bioma Cerrado, em área próxima ao Pantanal, e pode ser considerada um ecótono. Segundo Odum (1988), ecótono é uma zona de transição entre dois ecossistemas adjacentes com grande riqueza em espécies. É de se esperar que áreas localizadas em ecótonos de vegetação, ou próximas a eles, apresentem espécies vindas dos diferentes biomas que estão em contato. De acordo com Méio *et al*. (2003), a presença de elementos da flora de biomas vizinhos sobre a flora do cerrado *sensu stricto* é maior quanto mais longe se estiver do centro geográfico do bioma Cerrado, ou seja, em áreas marginais do Cerrado.

Diversos estudos fitossociológicos em áreas de cerrado *sensu stricto* vêm sendo densenvolvidos, principalmente sobre Latossolos e, em menor escala, sobre Neossolos Quartzarênicos e Neossolos Litólicos. A maior parte dos estudos realizados em áreas de cerrado rupestre trata de amostragens localizadas no Brasil Central (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009). Apesar de pouco descrito na literatura, o cerrado rupestre ocorre em áreas com ampla variação altitudinal, como no Planalto Central (elevada altitude), no estado do Piauí, no Parque Nacional de Sete Cidades (baixa altitude), em Minas Gerais, no Parque Estadual do Rio Preto (média altitude), e no Mato Grosso, na BAP, na região de depressão de Cáceres (baixa altitude).

Este capítulo teve por objetivos caracterizar a composição florística, a estrutura comunitária e a diversidade do componente lenhoso de cerrado rupestre na região de Cáceres (MT), confrontando os resultados com outros levantamentos realizados em áreas de cerrado *sensu stricto* sobre diferentes tipos de solo. Além disso, visou-se verificar se a elevada riqueza atribuída aos ecótonos se aplica a essa área, assim como investigar se o bioma Pantanal influencia a flora lenhosa do cerrado rupestre estudado.

Material e métodos

Área de estudo - Este trabalho foi desenvolvido na região de Cáceres, no sul do estado de Mato Grosso, em área de transição entre os biomas Cerrado e Pantanal (Fig. 1). Tendo como base o mapa de unidades naturais do estado de Mato Grosso (Moreira & Vasconcelos 2007), a amostragem abrangeu as Unidades Província Serrana e Pantanal Matogrossense, na Depressão do Alto Paraguai, sob Clima Tropical Continental. Segundo Moreira & Vasconcelos (2007), a Província Serrana é formada pelo conjunto de serras paralelas com topos arrasados e vertentes muito entalhadas pela rede de drenagem, elaboradas sobre espesso pacote de sedimentos das Formações Puga, Araras, Raizama, Sepotuba e Diamantino, pertencentes ao Grupo Alto Paraguai. De acordo com os mesmos autores, o relevo atual apresenta um modelado de colinas alternadas, com áreas aplainadas entre as serras paralelas, com predisposição à erosão fraca a muito fraca, e grutas calcárias. Nas partes elevadas, desenvolvem-se formações vegetais de Savana Arbórea Aberta, enquanto nos trechos de relevo rebaixado, principalmente em fundos de vale, ocorrem áreas de Savana Arbórea Densa, Savana Parque e contato Savana/Floresta Estacional (Moreira & Vasconcelos 2007).

Com relação à geomorfologia, a área de estudo localiza-se na Planície e Pantanal do Rio Paraguai Matogrossense, região de baixa altitude (Miranda 2001). Os solos da região são predominantemente Solos Litólicos Distróficos, entremeados por Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Plintossolo Álico (Moreira & Vasconcelos 2007). Com base no mapa geológico do estado de Mato Grosso, nas parcelas predominam afloramentos areníticos com intercalações de siltitos, argilitos e folhelhos micáceos (Seplan 2001).

Segundo dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet), obtidos da Estação Climatológica Principal de Cáceres, a precipitação anual total entre 1998 e 2008 variou entre 974 mm e 1.592 mm, com média de 1.229 mm por ano, sendo maio e junho os meses mais secos, com precipitação mensal média de 18,7 e 4,7 mm, respectivamente, e dezembro e janeiro os meses mais úmidos, com 221,1 e 219,4 mm, respectivamente. A temperatura média anual no mesmo período variou entre 25,6 ^{o} C e 27,1 ^{o}C, com média de 26,1 ^{o}C. Os meses mais frios foram junho e julho, com temperaturas mínimas médias de 17 e 15,8 ^{o}C, e os mais quentes outubro e novembro, com temperaturas máximas médias de 34,5 e 33,8 ^{o}C, respectivamente.

As parcelas foram instaladas em áreas de cerrado rupestre, entre as coordenadas 16º03’10’’ – 16º14’57’’ S e 57º28’05’’ – 57º36’37’’ W, com altitudes variando entre 176 m

a 325 m. As áreas de cerrado rupestre amostradas geralmente estavam entremeadas por cerrado *sensu stricto* sobre solos mais profundos, ou a áreas de floresta estacional (Fig. 2).

Amostragem - Inicialmente percorreu-se a região para localizar áreas com cerrado rupestre. Nessas áreas foram alocadas, de maneira aleatória, 10 parcelas de 20 × 50 m (1.000 m^2 cada). Foram amostrados todos os indivíduos lenhosos com diâmetro do tronco igual ou superior a 5 cm, tomado a 30 cm do solo, os quais foram identificados em nível de espécie e tiveram seus diâmetros medidos com suta metálica, de acordo com procedimentos recomendados por Felfili *et al*. (2005). Os lados mais compridos das parcelas foram dispostos acompanhando o gradiente de declividade do terreno, conforme sugerido por Oliveira-Filho (1994). Em árvores bifurcadas abaixo de 30 cm do solo, ou em caso de touceiras, cada tronco, desde que apresentasse o diâmetro mínimo de inclusão, foi medido separadamente e foi calculada a média quadrática das ramificações, conforme adotado por Pinto *et al*. (2009). A altura total foi medida com vara graduada até 7,5 m, e estimada visualmente para os indivíduos com alturas superiores a este valor. No caso dos indivíduos bifurcados foi considerada a altura da ramificação mais alta. Foram realizadas coletas botânicas dos indivíduos férteis e incorporadas ao herbário IBGE. Para classificação das famílias foi utilizado o sistema do Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003).

Análise dos dados - Para verificar a suficiência da amostragem foram determinados o erro padrão da média em percentagem (EP%) e o intervalo de confiança (IC) a 95% de probabilidade para densidade e área basal das parcelas (Felfili & Imaña-Encinas 2001). Para avaliar a suficiência amostral em termos florísticos foi utilizado o estimador de riqueza Jacknife 1, que possibilita uma boa estimativa da riqueza potencial total de uma amostra (Magurran 2004), calculado por meio do programa PC-ORD (McCune & Mefford 2006).

A riqueza florística foi avaliada mediante contagem dos números de espécies, gêneros e famílias registrados nas 10 parcelas. Para traçar o perfil florístico da área, as espécies foram classificadas quanto à sua distribuição predominante: espécies de ampla ocorrência no cerrado *sensu lato*, espécies com distribuição restrita ao cerrado *sensu lato*, espécies restritas a ambientes rupestres, com base nos estudos de Ratter *et al*. (2003; 2006) e Mendonça *et al*. (2008), e espécies mais características do Pantanal. Para avaliar a diversidade florística da comunidade foi utilizado o índice de diversidade de Shannon, na base *e*, e o índice de uniformidade de Pielou (Magurran 2004). Os parâmetros fitossociológicos foram obtidos por meio do cálculo da densidade, frequência e dominância absolutas e relativas, bem como do valor de importância (VI) (Mueller-Dombois & Ellemberg 1974). Esses cálculos foram efetuados de duas maneiras: apenas com os indivíduos vivos amostrados, e com a inclusão dos indivíduos mortos mas ainda em pé amostrados, e assim estão apresentados nos

resultados. Os valores encontrados na análise fitossociológica, diversidade, equabilidade e riqueza florística, foram comparados com os resultados obtidos em outros levantamentos realizados nos estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Distrito Federal, Bahia e Minas Gerais (Tab. 1).

Também foi realizada a análise de distribuição das espécies e dos indivíduos vivos em classes de diâmetros e de alturas, calculando o intervalo de classes por meio da fórmula de Spiegel (1976), de forma que os intervalos de classe ficassem bem distribuídos, sem acúmulo de indivíduos em poucos intervalos e evitar classes sem nenhum representante.

Para verificar as relações florísticas foi processada a classificação florística hierárquica entre a área de cerrado rupestre de Cáceres e outras 20 áreas de cerrado *sensu stricto* (Tab. 1), utilizando o algoritmo de médias ponderadas (UPGMA) aplicado aos índices de similaridade de Sørensen, mediante o uso do programa PC-ORD (McCune & Mefford 2006). Como produto da análise de classificação foi produzido um dendrograma onde as áreas mais similares vão se agrupando progressivamente (Kent & Coker 1992). Para esta análise foi preparada uma matriz com dados de presença e ausência de todas as espécies que ocorreram nas 21 localidades estudadas, totalizando 237 espécies. Espécies com diferentes variedades foram consideradas apenas em nível de espécie, e foram excluídas aquelas identificadas apenas em nível de gênero ou família. As sinonímias florísticas foram conferidas com base no *checklist* publicado para a flora do bioma Cerrado (Mendonça *et al*. 2008) e no banco de dados eletrônico do Misssouri Botanical Garden (www.tropicos.org).

Resultados

Riqueza e diversidade alfa – No cerrado rupestre de Cáceres foram amostrados 993 indivíduos, correspondendo a 69 espécies, 57 gêneros e 31 famílias (Tab. 2). O índice de diversidade de Shannon (H') foi de 3,48 e a equabilidade de Pielou (J') de = 0,82. As famílias com maior número de indivíduos foram Vochysiaceae (284), Dilleniaceae (157), Fabaceae (94), Malpighiaceae (67) e Lythraceae (61) e as mais ricas em espécies foram Fabaceae (12), Vochysiaceae (7), Apocynaceae (4), Rubiaceae (4), Myrtaceae (3) e Annonaceae (3). Por outro lado, 15 famílias apresentaram apenas uma espécie: Anacardiaceae, Burseraceae, Celastraceae, Chrysobalanaceae, Connaraceae, Erythroxylaceae, Lauraceae, Loganiaceae, Nyctaginaceae, Olacaceae, Opiliaceae, Polygonaceae, Proteaceae, Sapindaceae e Sapotaceae. Todas essas com menos de 18 indivíduos, com exceção de Lithraceae, que apresentou 60 indivíduos de *Lafoensia pacari*.

As espécies com maior densidade na área, exibindo 30 ou mais indivíduos, foram: *Davilla elliptica*, *Qualea parviflora*, *Lafoensia pacari*, *Vochysia divergens*, *Myrcia* sp.,

Curatella americana, *Tabebuia aurea*, *Byrsonima pachyphylla*, *Salvertia convallariodora*, *Callisthene major*, *Qualea grandiflora* e *Callisthene mollissima*. Doze espécies foram consideradas raras na amostragem, pois apresentaram apenas um indivíduo: *Hancornia speciosa*, *Physocalymma scaberrimum*, *Licania apetala*, *Eriotheca pubescens*, *Diospyros burchellii*, *Heisteria ovata*, *Myrcia tomentosa*, *Cardiopetalum calophyllum*, *Tachigali paniculatum*, *Buchenavia tomentosa*, *Ouratea hexasperma* e *Palicourea rigida*.

Composição florística e estrutura comunitária - A densidade registrada foi de 993 ind ha^{-1} e a área basal 10,33 m^2 ha^{-1}. Desse total foram excluídos os 27 indivíduos mortos, mas ainda em pé, que ocorreram em todas as parcelas amostradas e juntos somaram 0,22 m^2 ha^{-1} de área basal (Tab. 2).

O erro padrão encontrado foi de 5,67% para a densidade média (IC = ± 11,03) e 4,28% para a área basal (IC = ± 0,09), sugerindo que a amostragem da área foi representativa (Péllico Netto & Brena 1997; McCune & Grace 2002). Em termos florísticos, a riqueza potencial estimada pelo índice de Jacknife 1 para área foi de 83,4 espécies, o que corresponde a 83% das espécies registradas e pode ser considerada como representativa da riqueza local.

Poucas espécies compuseram a maior parte da estrutura da comunidade estudada. Onze espécies foram responsáveis por mais de 50% do VI total (Tab. 2): *Qualea parviflora*, *Davilla elliptica*, *Curatella americana*, *Tabebuia aurea*, *Lafoensia pacari*, *Callisthene major*, *Vochysia divergens*, *Byrsonima pachyphylla*, *Myrcia* sp., *Callisthene mollissima* e *Salvertia convallariodora*. Apenas as nove primeiras espécies em VI (Tab. 2) foram responsáveis por mais que 50% da densidade total e as 10 primeiras espécies contribuíram para mais de 50% da dominância total.

Quando se observa detalhadamente a contribuição dos parâmetros fitossociológicos no cômputo do VI, verificam-se padrões diferenciados entre as 11 espécies mais importantes. *Davilla elliptica* apresentou a maior densidade e seu destaque em VI deve-se principalmente a isso, pois se trata de espécie arbustiva (Mendonça *et al*. 2008), com indivíduos de pequeno porte, apresentando baixos valores de área basal. Também apresentaram destaque em densidade *Myrcia* sp., *Lafoensia pacari* e *Vochysia divergens*. Já *Qualea parviflora*, *Byrsonima pachyphylla* e *Salvertia convallariodora* exibiram equilíbrio entre os três parâmetros fitossociológicos que compõem o VI. *Callisthene major*, *Callisthene mollissima* e *Curatella americana* ocupuram posição de destaque em termos de VI principalmente em função da dominância, reflexo da elevada área basal dessas espécies. A contribuição de

Tabebuia aurea ao VI também se deu tanto em função da área basal, como da elevada frequência.

Estruturas diamétrica e de altura - A distribuição diamétrica dos indivíduos (Fig. 3) apresentou tendência ao formato de J-reverso, com mais de 60% dos indivíduos concentrados nas duas primeiras classes. A maioria das espécies também está presente nas duas primeiras classes diamétricas: 48 espécies na primeira classe e 52 na segunda. Mais de 50% das espécies estão presentes nas classes com até 17 cm, sendo que 75,4% delas apresentaram diâmetros entre 8 e 10,9 cm. Apenas cinco indivíduos apresentaram diâmetros superiores a 29 cm e pertencem às seguintes espécies: *Mezilaurus crassiramea*, *Qualea parviflora*, *Callisthene major* e *Pterodon pubescens*. Assim, percebe-se que a maioria das espécies (75,4%) está recrutando novos indivíduos e que o formato de J-reverso encontrado na Fig. 3 pode ser explicado pelo recrutamento e não apenas pelo pequeno porte inerente à estratégia de vida de várias espécies do cerrado *sensu stricto* que ocorrem apenas nas menores classes diamétricas.

A distribuição de frequência dos indivíduos em classes de altura (Fig. 4) apresentou tendência à distribuição normal (formato de sino) com leve desvio para a esquerda, com maior número de indivíduos concentrados na terceira classe de altura, de 3 a 3,9 m (291 indivíduos ou 29,3% do total). Esta mesma classe, juntamente com a quarta classe (4 a 5 m), foram as que abrigaram o maior o número de espécies: 48 espécies ou 69,6% do total. Os indivíduos mais baixos pertencem às espécies *Davilla elliptica* e *Salvertia convallariodora* (1,3 m), e o mais alto à espécie *Qualea parviflora* (11 m). Apenas 62 indivíduos, ou 6,2% do total, apresentaram altura superior a 7 m.

Relações florísticas – A análise de agrupamento (Fig. 5) evidenciou formação de quatro grupos florísticos com similaridade superior a 50%, considerada elevada (Kent & Coker 1992): áreas do estado de Mato Grosso (A1 a A8, com A8 superior a 50%, mas próxima a esse limite), áreas da Chapada do Espigão Mestre do São Francisco (A10 a A12), áreas da Serra dos Pireneus (A18 A 19), áreas da Chapada Pratinha (A20 e A13 a A17). A área de cerrado *sensu stricto* de Corumbá, MS (A9) foi a que apresentou diferenciação florística mais extremada, não se agrupando a nenhuma das outras áreas. A área de cerrado rupestre da Serra Dourada, GO (A21) também foi bastante dissimilar às demais, porém agrupou-se às áreas da Chapada Pratinha com aproximadamente 25% de similaridade.

Discussão

Riqueza e diversidade alfa - O número de espécies registrado no cerrado rupestre amostrado em Cáceres está dentro do escopo de variação que vem sendo encontrada em áreas de cerrado *sensu stricto* sobre diferentes tipos de substratos (Tab. 1). Assim, a elevada riqueza esperada para áreas de ecótonos (Odum 1988), não se aplicou à flora lenhosa do cerrado rupestre de Cáceres, pois esta não apresentou destaque quando comparada a outras áreas não ecotonais. O índice de diversidade de Shannon registrado está dentro da amplitude normalmente observada nos estudos em cerrado *sensu stricto* (Tab. 1). Além disso, a elevada diversidade também pode ser constatada ao se observar que o número de espécies registrado na área é pouco maior que o de gêneros, numa relação de quase 1:1. Esta situação também foi observada em área de cerrado *sensu stricto* sobre rochas no norte de Goiás e sul do Tocantins, por Felfili & Fagg (2007), e em mata de galeria por Felfili (1995). Tal fato é contrastante ao se observar a riqueza em fanerógamas do bioma Cerrado, onde a proporção espécie-gênero é de 1:7,7, com base nos dados de Mendonça *et al*. (2008). Outro fator que também contribuiu para o elevado índice de diversidade registrado foi a distribuição relativamente equitativa dos indivíduos entre as espécies, expressa pelo índice de uniformidade de Pielou (J = 0,81).

As famílias mais ricas em espécies registradas em Cáceres estão entre as mais importantes encontradas no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2006), assim como em outras áreas de cerrado *sensu stricto* sobre Latossolos, Neossolos Quartzarênicos e solos concrecionários (Felfili *et al*. 1994; 2001; 2007), bem como sobre solos com afloramentos rochosos (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009).

Composição florística e estrutura comunitária - Os valores de densidade e área basal encontrados estão dentro da amplitude de variação registrada em outros estudos em cerrado *sensu stricto* sobre diferentes tipos de solo, sendo que a área basal foi a segunda mais elevada (Tab. 1). Assim, a presença de afloramentos de rocha parece não limitar o crescimento e estabelecimento de espécies lenhosas em Cáceres, ao contrário do que foi constatado em outras áreas de cerrado rupestre (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009). De acordo com Ribeiro & Walter (2008), em ambientes rupestres os indivíduos lenhosos ocorrem nas fendas das rochas e sua densidade varia de acordo com o volume de solo disponível.

O número de indivíduos mortos está entre os mais baixos dos trabalhos comparados (Tab. 1), demonstrando que a área apresenta baixo grau de perturbação (Nogueira *et al*. 2001), e que a comunidade não tem sofrido distúrbios recentes. Além disso, como a

frequência dos indivíduos mortos foi elevada na área, ocorrendo em oito das 10 parcelas, é possível sugerir que não estão ocorrendo perturbações localizadas (Silva & Soares 2002). Outro fato relevante é que a mortalidade foi maior nos indivíduos de menor porte: dos 27 indivíduos mortos ainda em pé encontrados, 16 possuem até 9 cm de diâmetro. Indivíduos de menor porte tendem a ser mais afetados pelo fogo do que os de maior porte (Sato & Miranda 1996; Medeiros & Miranda 2005), e é possível que este fator tenha influenciado este resultado.

O fato de poucas espécies (< 25%) compreenderem a maior porcentagem dos parâmetros fitossociológicos (> 50%) é comum no cerrado *sensu stricto*, e vem sendo constatado em diversas áreas, tanto sobre solos rasos como profundos (Nogueira *et al*. 2001; Felfili *et al*. 2002; 2004; Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009). Este padrão é comum em diversas comunidades biológicas, mas seu significado ainda não é bem compreendido (Ricklefs 2003). Segundo Haridasan (2005) as espécies mais abundantes em uma comunidade de cerrado *sensu stricto* em Brasília (DF), apresentaram menores concentrações de nutrientes foliares que as menos abundantes, o que poderia indicar que são menos exigentes em nutrientes e que esta seria uma vantagem competitiva, o que explicaria seu destaque em densidade e área basal na comunidade. Tal fato pode justificar a maior abundância de *Qualea parviflora* no cerrado rupestre de Cáceres, citada no trabaho de Haridasan (2005) como menos exigente em nutrientes.

A maior parte das espécies encontradas no cerrado rupestre em Cáceres são plantas de ampla ocorrência no bioma Cerrado (Tab. 2). Quarenta e nove espécies, ou 73% do total (identificadas até o nível de espécie), têm ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, e fazem parte do grupo florístico da "oligarquia dominante" da flora do cerrado *sensu lato*, conforme Ratter *et al*. (2006), ou seja: 116 espécies que ocorreram em mais de 20% dos locais estudados pelos referidos autores, somadas a nove outras consideradas importantes. Assim, as 18 espécies que não constam na referida listagem podem ser consideradas de distribuição restrita no cerrado *sensu lato*, o que corresponde a 27% das 67 espécies identificadas até o nível de espécie neste trabalho.

Dentre essas espécies de distribuição restrita, destacam-se cinco: *Callisthene mollissima* (10ª em VI), *Mouriri glazioviana* (48ª em VI) e *Vochysia divergens* (7ª em VI), que não constam na listagem de Ratter *et al*. (2003; 2006); além de *Licania apetala* (59ª em VI) e *Myrcia guianensis* (55ª em VI), que foram registradas em apenas um local. *Callisthene mollissima*, apesar de não constar na listagem de Ratter *et al*. (2003; 2006), ocorreu em cinco levantamentos em áreas com solos rochosos e concrecionários: quatro no nordeste de Goiás (Felfili *et al*. 2007), onde ocupou 1ª ou 2ª posição em VI em três estudos, e um em área no

norte de Goiás e sul do Tocantins (Felfili & Fagg 2007), onde ocupou a 1ª posição em VI. Assim, é possível que esta espécie esteja associada a solos com ocorrência de rochas. *Myrcia guianensis* parece ser mais comum na região de Cuiabá (MT), ocorrendo em três estudos naquela região (consulta ao banco de dados do Projeto Biogeografia do Bioma Cerrado), e *Mouriri glazioviana* foi encontrada em cerrado *sensu stricto* sobre solos rochosos, na Chapada dos Veadeiros, GO (Felfili *et al*. 2007).

Dentre as 10 espécies de maior VI neste estudo, identificadas até o nível de espécie, sete são de ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, e três de distribuição restrita (Ratter *et al*. 2003; 2006). Com relação a essas espécies de ampla ocorrência, *Qualea parviflora*, *Davilla elliptica*, *Lafoensia pacari*, *Curatella americana*, *Byrsonima pachyphylla* e *Salvertia convallariodora* também ocuparam posição de destaque em termos de VI em outras localidades de cerrado *sensu stricto* no Mato Grosso (Oliveira-Filho & Martins 1991; Borges & Shepherd 2005; Marimon Júnior & Haridasan 2005; Marimon *et al*. 2008).

Dentre as 69 espécies encontradas neste estudo, sete são indicadoras de solos mesotróficos, segundo Ratter *et al*. (2006): *Anadenanthera colubrina*, *Astronium fraxinifolium*, *Coussarea hydrangaefolia*, *Dipteryx alata*, *Magonia pubescens*, *Physocalymma scaberrimum* e *Terminalia argentea*. De acordo com os mesmos autores, *Anadenanthera colubrina* e *Coussarea hydrangaefolia* ocorrem predominantemente em floresta estacional, e *Callisthene major* em cerradão distrófico ou bordas de matas de galeria. *Dipteryx alata* é frequente em campos com murundus (Oliveira Filho & Martins 1991). *Curatella americana* é muito comum na região da baixada cuiabana, em Mato Grosso, e é indicadora de solos com elevação sazonal do lençol freático, bastante comum em campos com murundus (Oliveira Filho & Martins 1991). Além disso, é mais abundante em áreas de cerrado de baixa altitude (Felfili *et al*. 1993), como é o caso de Cáceres, e possui ampla distribuição também em nível de savanas em terras baixas da América do Sul, considerada espécie generalista dos *llanos* venezuelanos (Sarmiento & Monasterio 1969).

Algumas espécies estão associadas a áreas mais úmidas, como *Protium heptaphyllum*, que embora citada por Ratter *et al*. (2006) como de cerradão distrófico, ocorre também em mata de galeria (Felfili & Fagg 2007), e em florestas vinculadas à umidade (Araújo *et al*. 2009). *Vochysia divergens* é considerada como espécie pioneira de origem amazônica (Pott & Pott 1997), popularmente conhecida como "Cambará", considerada colonizadora de campos naturais inundáveis em Mato Grosso (Marimon *et al*. 2008). Esta espécie coloniza áreas de campos naturais ou manejados periodicamente inundados no Pantanal, gerando formações monodominantes denominadas de cambarazais, devido à sua alta taxa de crescimento sob intensa luminosidade, sua tolerância a condições de prolongado alagamento

e a grande produção de sementes espalhadas pelo vento e pela água (Arieira & Nunes da Cunha 2006). *Vochysia divergens* também ocorre em mata ciliar inundável, como no Rio das Mortes, no leste de Mato Grosso (Marimon *et al*. 2008). Neste mesmo levantamento, *Licania apetala*, espécie pouco comum em cerrado *sensu stricto*, ocupou posição de destaque em VI. Mendonça *et al*. (2008) mencionaram como habitats de *L. apetala* apenas mata de galeria e mata ciliar. Já *Mouriri glazioviana* ocorre em mata ciliar, mata de galeria e mata seca, segundo os mesmos autores. *Tabebuia aurea*, localmente conhecida como "Paratudo", é comum no Pantanal, e pode compor formações monodominantes. Deve possuir mecanismos fisiológicos que lhe permitem se estabelecer em níveis elevados de Ca e Mg e suportar mudanças no pH do solo, o estresse hídrico da inundação e os períodos de seca (Soares & Oliveira 2009).

Assim, a flora do cerrado rupestre da região de Cáceres constitui-se, principalmente, de espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, mas também de espécies mais características de áreas florestais, incluindo espécies com grande tolerância a inundações periódicas, muito presentes em campos com murundus, matas de galeria e matas ciliares inundáveis que ocorrem na região do Pantanal. A presença de espécies de formações florestais também ocorreu em áreas de cerrado rupestre do Brasil Central (Amaral et al. 2006; Miranda et al. 2007; Moura *et al*., 2007; Pinto *et al*. 2009). Tal fato deve-se à distribuição em mosaicos do cerrado rupestre ou como ilhas de vegetação em meio às outras fitofisionomias do bioma, como ocorre em Cáceres, e também à presença de grotas nessas áreas rochosas, o que ocasiona acúmulo de água e torna propício o estabelecimento de espécies associadas às matas de galeria, e também pelo acúmulo de serrapilheira que pode ocorrer entre as rochas, o que pode ocasionar o estabelecimento de espécies de solos mais férteis (Felfili & Fagg 2007). Segundo Pinto *et al*. (2009), o cerrado rupestre parece não ter flora lenhosa própria, assim como o cerradão, sendo caracterizado em grande parte por espécies arbustivo-arbóreas das demais formações savânicas, especialmente do cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, em menor quantidade por espécies típicas de formações florestais e por espécies peculiares de ambientes rupestres.

Neste trabalho não ocorreu nenhuma espécie de distribuição restrita a ambientes rupestres, como observado em outros levantamentos de cerrado rupestre realizados no Brasil Central (Amaral *et al*. 2006; Moura *et al*. 2007; Miranda *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009). Entretanto, apesar de não constar na amostragem, foi observada na área a ocorrência de *Schwartzia adamantium*, restrita a ambientes rupestres (Mendonça *et al*. 1998; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009).

Estruturas diamétrica e de altura - O formato de J-reverso encontrado na curva de distribuição diamétrica dos indivíduos é considerado comum em florestas tropicais (Felfili *et al.* 1997), e também se aplica ao cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, como demonstram os estudos realizados no Distrito Federal (Felfili & Silva Júnior 1988; Andrade *et al.* 2002; Assunção & Felfili 2004), Chapada do Espigão Mestre do São Francisco (MG, BA) (Felfili 2001), e sobre solos com afloramentos rochosos em Goiás e no Distrito Federal (Amaral *et al*. 2006; Felfili & Fagg 2007; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009). Segundo Felfili & Silva Júnior (1988), este tipo de curva, onde ocorre redução proporcional de indivíduos entre as classes sem interrupção no histograma, pode indicar que existe reposição da mortalidade pelo recrutamento, ou seja, que o ciclo de vida da maioria das espécies está se completando.

Quanto à distribuição dos indivíduos em classes de altura, no cerrado rupestre de Cáceres foi observada maior concentração de indivíduos em torno da terceira classe de altura (3-3,9 m). Assim, a estrutura de alturas se assemelha à encontrada em cerrado *sensu stricto* sobre Latossolo Vermelho-Escuro em Brasília, DF (Assunção & Felfili 2004), onde houve maior concentração de indivíduos entre 2 e 3,9 m de altura; e diferiu da encontrada em solos mais rasos e rochosos, também em Brasília, DF (Amaral *et al*. 2006), com maior concentração entre 1 e 2 m, e em Cocalzinho de Goiás, GO (Pinto *et al*. 2009), entre 2 e 3 m. Assim, os indivíduos do cerrado rupestre de Cáceres parecem ser mais altos do que aqueles de outras áreas rochosas do Brasil Central, assim como encontrado para o cerrado rupestre do Parque Nacional de Sete Cidades, no Piauí (capítulo 2).

Relações florísticas – O cerrado *sensu stricto* de Corumbá - MS (Lehn *et al*. 2008), localizado no bioma Pantanal, foi dissimilar a todas as demais áreas, inclusive à de Cáceres, localizada em área de ecótono Cerrado-Pantanal. Porém, a área de Cáceres exibiu forte similaridade com áreas de cerrado *sensu stricto* localizadas no bioma Cerrado, próximas à fronteira com o Pantanal, como a APA da Estadual da Chapada dos Guimarães (Felfili 2008) e à área de Cuiabá (Oliveira-Filho & Martins 1991). De modo geral, a flora lenhosa do cerrado rupestre de Cáceres foi mais similar às áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos do estado de Mato Grosso do que com outras áreas de cerrado rupestre em outros estados. Assim, a proximidade geográfica, e sua consequente ligação com aspectos geoclimáticos, parecem influenciar mais a composição florística do que a presença de afloramentos rochosos.

Alguns autores vêm constando forte padrão fitogeográfico na distribuição de espécies no bioma, influenciadas principalmente por fatores climáticos, edáficos, pela altitude e latitude (Castro & Martins 1999; Ratter *et al*. 2003; Felfili *et al*. 2008). Silva *et al*. (2006)

indicaram 15 unidades ecológicas no bioma, áreas muitas vezes disjuntas que apresentam condições ecológicas similares. Observa-se que duas áreas com flora mais similar à da região de Cáceres estão localizadas na mesma unidade ecológica de Cáceres: APA Cabeceiras do Rio Cuiabá e Nova Xavantina (Felfili 2008). Outras áreas localizadas na mesma unidade ecológica também demonstraram maior similaridade florística, tais como as áreas de Correntina, Formosa do Rio Preto e São Desidério (Felfili *et al*. 2001); e Estação Ecológica de Águas Emendadas, APA Gama-Cabeça de Veado, Parque Nacional de Brasília, Silvânia e Patrocínio (Felfili *et al*. 1994), o que demonstra certa consistência entre padrões florísticos e unidades ecológicas.

Com base no exposto, podemos concluir que na flora do cerrado rupestre amostrado nesta região de transição entre o Cerrado e o Pantanal, destacaram-se espécies de ampla distribuição como *Qualea parviflora* (em nível de bioma), *Curatella americana* (em nível de savanas em terras baixas da América do Sul) e em áreas úmidas *Vochysia divergens*, denotando a complexidade ambiental. A flora do cerrado rupestre amostrado em Cáceres constituiu-se, principalmente, de espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (73% do total das espécies), mas também de espécies típicas de áreas florestais, incluindo espécies com grande tolerância a inundações periódicas, muito presentes em campos com murundus e matas de galeria que ocorrem na região do Pantanal. Os resultados de diversidade, densidade e área basal estão dentro da faixa de amplitude do encontrado em levantamentos de cerrado *sensu stricto* sobre diferentes tipos de solos realizados sob a mesma metodologia no Brasil Central, sendo o valor de área basal um dos mais elevados. No entanto, a elevada riqueza associada aos ecótonos não se aplicou à flora lenhosa do cerrado rupestre estudado em Cáceres, pois esta não apresentou destaque quando comparada a outras áreas não ecotonais, nem tampouco apresentou espécies lenhosas típicas de ambientes rupestres.

Agradecimentos

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia-UnB pelo auxílio financeiro para realização da viagem de campo para coleta de dados; à Dra. Maria Antonia Carniello, professora da UNEMAT, pelas informações prestadas para o trabalho de campo; ao Sr. Newton Rodrigues (técnico do CRAD/UnB) e ao Sr. Audálio Rodrigues de Mello (então aluno da UNEMAT - Campus de Cáceres) pelo auxílio nos trabalhos de campo; ao Inmet pelo fornecimento dos dados climáticos; aos proprietários rurais da região de Cáceres, que permitiram nosso acesso em suas propriedades.

Referências bibliográficas

Amaral, A.G.; Pereira, F.F.O. & Munhoz, C.B.R. 2006. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF. **Cerne 12**(4): 350-359.

Andrade, L.A.Z.; Felfili, J.M. & Violatti, L. 2002. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília – DF. **Acta Botanica Brasilica 16**: 225-240.

APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classication for the orders and families of owering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society 141**: 399-436.

Araújo, R.A.; Costa, R.B.; Felfili, J.M.; Kuntz, I.G.; Sousa, R.A.T.M. & Dorival, A. 2009. Florística e estrutura de fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. **Acta Amazonica 39**(4): 865-878.

Arieira, J. & Nunes da Cunha, C. 2006. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 20**(3): 569-580.

Assunção, S.L. & Felfili, J.M. 2004. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF, Brasil. **Acta Botanica Brasilia 18**: 903-909.

Borges, H.B. & Shepherd, G.J. 2005. Flora e estrutura do estrato lenhoso numa comunidade de Cerrado em Santo Antonio do Leverger, MT, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 28**(1): 61-74.

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**(9): 147-178.

Cochrane, T.T.; Sanchez, L.G.; Azevedo, L.G.; Porras, J.A. & Garver, C.L. 1985. **Land in tropical América**. 3 vols. Calli, CIAT/Embrapa – CPAC.

Coutinho, A.C. 2005. **Dinâmica das queimadas no estado do Mato Grosso e suas relações com as atividades antrópicas e a economia local**. Tese de doutorado (Ciências Ambientais). Universidade de São Paulo, São Paulo.

Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review 38**: 201-304.

Felfili, J.M. 1995. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio 117**: 1-15.

Felfili, J.M. 2001. Distribuição de diâmetros de quatro áreas de cerrado *sensu stricto* na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Pp. 57-61. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de Cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília – DF. **Acta Botanica Brasilica 2**: 85-104.

Felfili, J.M. & Imaña-Encinas, J. 2001. Suficiência da amostragem no cerrado *sensu stricto* das quatro áreas estudadas na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Pp. 31-35. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M. & Fagg, C.W. 2007. Floristic composition, diversity and structure of the "cerrado" *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica 30**: 375-385.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Machado, J.W.B.; Walter, B.M.T.; Silva, P.E.N. & Hay, J.D. 1993. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto da Chapada Pratinha, DF-Brasil. **Acta Botanica Brasilica 6**(2): 27-46.

Fefili, J.M.; Haridassan, M.; Mendonça, R.C.; Filgueiras, T.S.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.1994. Projeto biogeografia do bioma Cerrado: vegetação & solos. **Cadernos de Geociências 12**: 75-166.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Nogueira, P.E.;Walter B.M.T.; Felfili, M.C., Silva, M.A. & Encinas, J.I. 1997. Comparação florística e fitossociológica do cerrado nas Chapadas Pratinha e dos Veadeiros. Pp. 6-11. In: L.L. Leite & C.H. Saito (eds.) **Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado**. Brasília, Editora Universidade de Brasília.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C; Sevilha, A.C.; Rezende, A.V.; Nogueira, P.E.; Walter, B.M.; Silva, F.C. & Salgado, M.A.S. 2001. **Fitossociologia da vegetação arbórea**. Pp 35-56. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (org.). Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Nogueira, P.E.; Silva Júnior, M.C.; Marimon, B.S. & Delitti, W.B.C. 2002. Composição florística do cerrado sentido restrito no município de Água Boa – MT. **Acta Botanica Brasilica 16**: 103-112.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Fagg, C.W.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology 175**: 37-46.

Felfili, J.M.; Carvalho, F.A. & Haidar, R.F. 2005. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Rezende, A.V.; Silva Júnior, M.C; Silva, P.E.N.; Walter, B.M.T.; Encimas, J.I. & Silva, M.A. 2007. Fitossociologia da vegetação arbórea. Pp. 45-96. In: J.M. Felfili; A.V. Rezende & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma Cerrado: Vegetação e solos da Chapada dos Veadeiros**. Brasília, Editora da Universidade de Brasília.

Felfili, J.M.; Felfili, M.C.; Nogueira, P.E.; Armas, J.F.S.; Farinas, M.R.; Nunes, M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V. & Fagg, C.W. 2008. Padrões fitogeográficos e sua relação com sistemas de terra no bioma Cerrado. Pp. 211-228. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Felfili, M.C. 2008. **Proposição de critérios florísticos, estruturais e de produção para o manejo do cerrado *sensu stricto* do Brasil Central**. Tese de doutorado (Ciências Florestais). Universidade de Brasília, Brasília.

Furley P.A. 1999. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography 8**: 223-241.

Haridasan, M. 2001. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrado of central Brazil. Pp. 68-83. In: M.E. McClain; R.L. Victoria & J.E. Richey (eds.). **Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world**. New York, Oxford University Press.

Haridasan, M. 2005. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do cerrado. Pp. 167-178. In: A. Scariot; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2001. **Limites estaduais do Brasil**. Disponível em: http://mapas.mma.gov.br/cgi-bin/mapserv?map=/opt/www/html/ webservices / biorregioes.Map&service=WMS#estadosl.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. **Mapa de biomas do Brasil**. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/biomas.pdf.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2007. **Limites municipais do Brasil**. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/malhas_digitais/municipio_2007/

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. **Estados: Mato Grosso**. http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=mt. Acesso em junho 2010.

Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation description and analysis**. London, Belhaven Press.

Lehn, C.R; Alves, F.M.; Damasceno Júnior, G.A. 2008. Florística e fitossociologia de uma área de cerrado *sensu stricto* na região da borda oeste do Pantanal, Corumbá, MS, Brasil. **Pesquisas, Botânica: 59**: 129-142.

Magurran, A.E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blakwell Publishing.

Marimon, B.S.; Ivanauskas, N.M.; Fernandes-Bulhão, C. & Lima, H.S. 2008. Caracterização florística e fitofisionômica da planície de inundação do Rio das Mortes, MT. Pp 15-31. In: H.S.R. Cabette (org.). **Fauna e flora da planície de inundação do Rio das Mortes, MT**: **Subsídios à conservação**. Nova Xavantina, Ed. Unemat.

Marimon Júnior, B.H. & Haridasan, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre um solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 19**(4): 913-926.

Mc Cune, B. & Grace, J.B. 2002. **Analysis of ecological communities**. Oregon, MjM Software Design.

McCune, B. & M.J. Mefford. 2006. **PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 5.10. Gleneden Beach, Oregon, U.S.A., MjM Software.

Medeiros, M.B & Miranda, H.S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica 19**(3): 493-500.

Méio, B.B.; Freitas, C.V.; Jatobá, L.; Silva, M.E.F.; Ribeiro, J.F. & Henriques, R.P.B. 2003. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação de cerrado *sensu stricto*. **Revista Brasileira de Botânica 26**: 437-444.

Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Silva Júnior, M.C.; Filgueiras, T.S.; Nogueira, P.E. & Fagg, C.W. 2008. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. Pp. 423-1279. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 2. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Miranda, L. 2001. **Mato Grosso: atlas geográfico**. Cuiabá, Entrelinhas.

Miranda, S.C.; Silva Júnior, M. C. & Salles, L.A. 2007. A comunidade lenhosa de cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. **Heringeriana 1**: 43-53.

Moreira, M.L.C. & Vasconcelos, T.N.N. 2007. **Mato Grosso: solos e paisagens**. Cuiabá, Entrelinhas.

Moura, I.O.; Gomes-Klein, V.L.; Felfili, J.M. & Ferreira, H.D. 2007. Fitossociologia da comunidade lenhosa de uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás. **Revista de Biologia Neotropical 4**: 83-100.

Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York, John Wiley & Sons.

Neves, A.C.O. 2009. Conservation of the Pantanal wetlands: the definitive moment for decision making. **Ambio 38**(2): 127-128.

Nogueira, P.E.; Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Delitti, W. & Sevilha, A. 2001. Composição florística e fitossociologia de uma cerrado sentido restrito no município de Canarana – MT. **Boletim do Herbário Ezequias Paulo Heringer 8**: 28-43.

Odum, E.P. 1988. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Editora Guanabara Koogan S.A.

Oliveira-Filho, A.T. 1994. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne 1**(1): 64-72.

Oliveira-Filho, A.T. & Martins, F.R. 1991. A comparative study of five cerrado areas in southern Mato Grosso, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany 48**(3): 307-332.

Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 2002. Vegetation physionomies and wood flora of the Cerrado Biome. Pp. 91-120. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.

Péllico Netto, S. & Brema, D.A. 1997. **Inventário florestal**. Curitiba, Editorado pelos autores.

Pinto, J.R.R.; Lenza, E. & Pinto, A.S. 2009. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica 32**: 1-10.

Pott, A. & Pott, V.J. 1997. **Plants of Pantanal**. Brasília, Embrapa - SPI.

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**(2): 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.; Dias, T.A.B. & Silva, M.R. 2000. Estudo preliminar da distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma Cerrado. **Boletim do Herbário Ezequias Paulo Heringer 5**: 5-43.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brasilian cerrado vegetation III: Comparison of the wood vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany 60**: 57-109.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2006. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrados. Pp. 31-66. In: R.T. Pennington; G.P.Lewis & J.A. Ratter (eds.). **Neotropical Savannas and Dry Forests: Diversity, Biogeography and Conservation**. Boca Raton, Taylor & Francis Group.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 153-212. In: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica.

Ricklefs, R.E. 2003. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro, Editora Guanabara Koogan S.A..

Sano, E.E.; Rosa, R.; Brito, J.L.S.; Ferreira, L.G. & Bezerra, H.S. 2009. Mapeamento da cobertura vegetal natural e antrópica do bioma Cerrado por meio de imagens Landsat ETM+. Pp. 1199-1206. In: **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Natal 2009. INPE.

Sarmiento, G. & Monasterio, M. 1969. Studies on the savanna vegetation of the venezuelan llanos: I. The use f association-analysis. **Journal of Ecology 57**(3): 579-598.

Sato, M.N. & Miranda, H.S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado após duas queimadas prescritas. Pp. 204-207. In: R.C. Pereira & L.C.B. Nasser (eds.). **Simpósio sobre o cerrado: Biodiversidade e produção sustentável de alimentos e fibras nos cerrados**. Planaltina, Embrapa Cerrados.

Seplan – Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral, Governo de Estado do Mato Grosso. 2001. **Mapa Geológico do Estado de Mato Grosso**. Zoneamento Sócio-Econômico-Ecológico, Prodeagro.

Silva, L.A. & Soares, J.J. 2002. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP**. Acta Botanica Brasilica 16**(2): 205-216.

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

Soares, J.J. & Oliveira, A.K.M. 2009. O paratudal do Pantanal de Miranda, Corumbá-MS, Brasil. **Revista Árvore 33**(2): 339-347.

Spiegel, M.P. 1976. **Estatística**. São Paulo, McGraw-Hill.

Walter, B.M.T.; Carvalho, A.M. & Ribeiro, J.F. 2008. O conceito de savana e de seu componente lenhoso. Pp. 19-45. In: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica.

Tabela 1. Características dos solos, número de espécies (S), densidade (N) dos indivíduos vivos, porcentagem de indivíduos mortos em pé, área basal dos indivíduos vivos (Gi), índice de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J'), em áreas de cerrado *sensu stricto*.

Local	**Características dos solos**	**S**	**N (ind ha^{-1})**	**Mortos (%)**	**Gi (m^2 ha^{-1})**	**H'**	**J'**
A1. Cáceres, MT (Este trabalho)	Solos Litólicos, afloramentos de rocha areníticas	69	993	2,65	10,33	3,48	0,82
A2. Nova Xavantina (banco de dados do projeto Biogeografia do Bioma Cerrado, Felfili 2008)	Latossolo e Cambissolo	94	1.160	3,88	10,11	3,77	0,83
A3. Canarana, MT (Nogueira *et al*. 2001)	Latossolo	67	1.250	2,72	9,36	3,78	0,84
A4. Água Boa, MT (Felfili *et al*. 2002)	Latossolo	80	947	4,82	7,10	3,69	0,84
A5. APA Cabeceiras do Rio Cuiabá/Rosário Oeste, MT (banco de dados do projeto Biogeografia do Bioma Cerrado, Felfili 2008)	Neossolo Quartzarênico e Latossolo	64	894	1,68	5,79	3,19	0,76
A6. Grande Cuiabá/Várzea Grande/Cuiabá, MT (banco de dados do projeto Biogeografia do Bioma Cerrado, Felfili 2008)	Latossolo	57	982	1,22	8,68	3,01	0,75
A7. APA Estadual da Chapada dos Guimarães, MT (banco de dados do projeto Biogeografia do Bioma Cerrado, Felfili 2008)	Neossolo Quartzarênico	79	1.152	-	9,29	3,55	0,81
A8. Cuiabá (Oliveira-Filho & Martins 1991)*	Solo com espessa camada superficial de seixos quartzosos resultantes da decomposição de veios de quartzo intercalados com filito	65	560	-	8,02	4,89**	0,81
A9. Corumbá, MS (Lehn *et al*. 2008)***	Solo Litólico pouco profundo, encosta de morro	30	3.622	-	4,77****	2,51	-
A10. Correntina, BA (Felfili *et al.* 2001)	Nessolo Quartzarênico	66	646	5,83	5,72	3,56	0,85
A11. São Desidério, BA (Felfili *et al.* 2001)	Neossolo Quartzarênico e Latossolo	67	764	8,50	7,79	3,56	0,84
A12. Formosa do Rio Preto, BA (Felfili *et al.* 2001)	Nessolo Quartzarênico	68	603	3,98	7,17	3,73	0,88
A13. Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF (Felfili *et al.* 1994)	Latossolo	72	1.326	5,11	10,02	3,62	-
A14. APA Gama-Cabeça de Veado, DF (Felfili *et al.* 1994)	Latossolo	66	1.315	5,67	9,87	3,56	-
A15. Parque Nacional de Brasília (Felfili *et al*. 1994)	Latossolo	55	894	13,71	7,45	3,34	-
A16. Silvânia, GO (Felfili *et al.* 1994)	Latossolo	68	1.287	6,10	10,71	3,31	-
A17. Patrocínio, MG (Felfili *et al*. 1994)	Latossolo	68	941	5,20	5,40	3,11	-
A18. Parque Estadual dos Pireneus, GO (Moura *et al*. 2007)	Solos Litólicos arenosos com afloramentos de rocha quartzítica	56	461	9,00	3,48	3,33	0,82
A19. Cocalzinho de Goiás, GO (Pinto *et al*. 2009)	Neossolos Quartzarênicos com afloramentos rochosos de quartzito	65	674	-	5,67	3,45	0,83
A20. Fazenda Sucupira, DF (Amaral *et al*. 2006)	Solo raso, arenoso e laterítico com afloramentos rochosos de quartzito	51	607	3,80	3,58	3,08	-
A21. Serra Dourada, GO (Miranda *et al*. 2007)	Solo litólico formado por micaxistos, quartzitos e filitos, pouco profundos e arenosos	54	1.112	2,2	6,92	3,13	0,79

* Utilizou metodologia de pontos-quadrantes circunferência mínima de inclusão de 9 cm da base. ** Log base 2. *** Utilizou 64 parcelas de 5 × 12,5 m (4.000 m^2). **** Área basal em 4.000 m^{2}de área amostrada e circunferência mínima de inclusão de 13 cm da base.

Tabela 2. Descritores fitossociológicos, em ordem decrescente de Valor de Importância (VI), das espécies lenhosas em área de cerrado rupestre em Cáceres, MT. Onde: DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta, DR = dominância relativa e N.I. = espécie não identificada.

ESPÉCIES	**FAMÍLIAS**	**DA** **n ha^{-1}**	**DR** **%**	**FA**	**FR** **%**	**DoA** **m^2 ha^{-1}**	**DoR**	**VI**
Qualea parviflora Mart.*	Vochysiaceae	95	9,57	100	4,0	1,1111	10,7510	24,32
Davilla elliptica A. St.-Hil.*	Dilleniaceae	106	10,67	80	3,2	0,5034	4,8713	18,75
Curatella americana L.*	Dilleniaceae	51	5,14	90	3,6	0,6362	6,1559	14,89
Tabebuia aurea (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore*	Bignoniaceae	48	4,83	100	4,0	0,5526	5,3467	14,18
Lafoensia pacari A. St.-Hil.*	Lythraceae	60	6,04	90	3,6	0,4369	4,2272	13,87
Callisthene major Mart.	Vochysiaceae	31	3,12	70	2,8	0,7820	7,5663	13,49
Vochysia divergens Pohl	Vochysiaceae	55	5,54	80	3,2	0,4047	3,9160	12,65
Byrsonima pachyphylla A. Juss.*	Malpighiaceae	46	4,63	100	4,0	0,3454	3,3423	11,97
Myrcia sp.	Myrtaceae	55	5,54	50	2,0	0,3563	3,4475	10,99
Callisthene mollissima Warm.	Vochysiaceae	30	3,02	30	1,2	0,5912	5,7203	9,94
Salvertia convallariodora A. St.-Hil.*	Vochysiaceae	37	3,73	60	2,4	0,3108	3,0070	9,13
Tachigali aureum (Tul.) Benth.*	Fabaceae	24	2,42	90	3,6	0,3220	3,1152	9,13
Qualea grandiflora Mart.*	Vochysiaceae	31	3,12	90	3,6	0,2366	2,2896	9,01
*Pseudobombax longiflorum (*Mart. & Zucc.) A. Robyns*	Malvaceae	26	2,62	80	3,2	0,3199	3,0956	8,91
Mezilaurus crassiramea (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	14	1,41	60	2,4	0,3789	3,6659	7,48
Byrsonima coccolobifolia Kunth*	Malpighiaceae	21	2,11	80	3,2	0,2170	2,0995	7,41
Kielmeyera coriacea Mart. & Zucc.*	Clusiaceae	20	2,01	70	2,8	0,1341	1,2979	6,11
Vatairea macrocarpa (Benth.) Ducke*	Fabaceae	13	1,31	60	2,4	0,1430	1,3837	5,09
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand*	Burseraceae	17	1,71	40	1,6	0,1766	1,7088	5,02
Pterodon pubescens (Benth.) Benth.*	Fabaceae	6	0,60	20	0,8	0,3523	3,4088	4,81
Coussarea hydrangaefolia (Benth.) Benth. & Hook. f. ex Müll. Arg.	Rubiaceae	13	1,31	50	2,0	0,0952	0,9216	4,23
Guapira graciliflora (Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	14	1,41	20	0,8	0,1862	1,8015	4,01
Bowdichia virgilioides Kunth*	Fabaceae	9	0,91	50	2,0	0,1068	1,0331	3,94
Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne*	Fabaceae	8	0,81	40	1,6	0,1253	1,2123	3,62

continua...

Continuação Tab. 2.

ESPÉCIES	FAMÍLIAS	DA n ha^{-1}	DR %	FA	FR %	DoA m^2 ha^{-1}	DoR	VI
Andira vermifuga Mart. ex Benth.*	Fabaceae	8	0,81	40	1,6	0,0782	0,7570	3,16
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K. Schum.*	Rubiaceae	9	0,91	40	1,6	0,0662	0,6408	3,15
Leptolobium dasycarpum Vogel*	Fabaceae	12	1,21	20	0,8	0,1005	0,9724	2,98
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.*	Sapotaceae	8	0,81	20	0,8	0,1381	1,3358	2,94
Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan	Fabaceae	7	0,70	20	0,8	0,1391	1,3457	2,85
Terminalia argentea Mart.*	Combretaceae	9	0,91	30	1,2	0,0619	0,5993	2,71
Aspidosperma macrocarpon Mart.*	Apocynaceae	8	0,81	30	1,2	0,0423	0,4089	2,41
Annona coriacea Mart.*	Annonaceae	6	0,60	30	1,2	0,0439	0,4244	2,23
Strychnos pseudoquina A. St.-Hil.*	Loganiaceae	3	0,30	30	1,2	0,0644	0,6228	2,12
Dimorphandra mollis Benth.*	Fabaceae	3	0,30	30	1,2	0,0622	0,6023	2,10
Coccoloba mollis Casar.	Polygonaceae	5	0,50	30	1,2	0,0384	0,3714	2,07
Xylopia aromatica (Lam.) Mart.*	Annonaceae	5	0,50	30	1,2	0,0382	0,3691	2,07
Plenckia populnea Reissek	Celastraceae	6	0,60	20	0,8	0,0622	0,6022	2,01
Roupala montana Aubl.*	Proteaceae	4	0,40	30	1,2	0,0269	0,2607	1,86
Miconia albicans (Sw.) Triana*	Melastomataceae	7	0,70	20	0,8	0,0344	0,3325	1,84
Diospyros hispida A. DC.*	Ebenaceae	4	0,40	20	0,8	0,0654	0,6325	1,84
Erythroxylum daphnites Mart.	Erythroxylaceae	3	0,30	30	1,2	0,0272	0,2629	1,77
Magonia pubescens A. St.-Hil.	Sapindaceae	3	0,30	30	1,2	0,0268	0,2593	1,76
Astronium fraxinifolium Schott ex Spreng.*	Anacardiaceae	4	0,40	30	1,2	0,0137	0,1322	1,74
Ouratea spectabilis (Mart. ex Engl.) Engl.*	Ochnaceae	3	0,30	30	1,2	0,0187	0,1811	1,68
Aspidosperma tomentosum Mart.*	Apocynaceae	3	0,30	20	0,8	0,0504	0,4875	1,59
Luehea divaricata Mart.	Malvaceae	4	0,40	20	0,8	0,0368	0,3558	1,56
Qualea multiflora Mart.*	Vochysiaceae	5	0,50	20	0,8	0,0250	0,2415	1,54
Mouriri glazioviana Cogn.	Melastomataceae	3	0,30	20	0,8	0,0265	0,2563	1,36
Himatanthus obovatus (Müll. Arg.) Woodson*	Apocynaceae	3	0,30	20	0,8	0,0113	0,1097	1,21
Agonandra brasiliensis Miers ex Benth. & Hook. f.*	Opiliaceae	2	0,20	20	0,8	0,0215	0,2084	1,21
Handroanthus ochraceus (Cham.) Mattos*	Bignoniaceae	2	0,20	20	0,8	0,0174	0,1679	1,17

continua...

Continuação Tab. 2.

ESPÉCIES	FAMÍLIAS	DA n ha^{-1}	DR %	FA	FR %	DoA m^2 ha^{-1}	DoR	VI
Connarus suberosus Planch.*	Connaraceae	2	0,20	20	0,8	0,0119	0,1149	1,12
Rudgea viburnoides (Cham.) Benth.*	Rubiaceae	2	0,20	20	0,8	0,0097	0,0937	1,10
Kielmeyera speciosa A. St.-Hil.*	Clusiaceae	3	0,30	10	0,4	0,0134	0,1298	0,83
Myrcia guianensis (Aubl.) DC.	Myrtaceae	2	0,20	10	0,4	0,0195	0,1885	0,79
Dipteryx alata Vogel*	Fabaceae	2	0,20	10	0,4	0,0141	0,1368	0,74
Hancornia speciosa Gomes*	Apocynaceae	1	0,10	10	0,4	0,0201	0,1945	0,70
Physocalymma scaberrimum Pohl	Lythraceae	1	0,10	10	0,4	0,0154	0,1489	0,65
Licania apetala (E. Mey.) Fritsch	Chrysobalanaceae	1	0,10	10	0,4	0,0113	0,1094	0,61
N.I.	Fabaceae	1	0,10	10	0,4	0,0104	0,1005	0,60
Eriotheca pubescens (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.*	Malvaceae	1	0,10	10	0,4	0,0095	0,0920	0,59
Diospyros burchellii Hiern	Ebenaceae	1	0,10	10	0,4	0,0064	0,0616	0,56
Heisteria ovata Benth.	Olacaceae	1	0,10	10	0,4	0,0064	0,0616	0,56
Myrcia tomentosa (Aubl.) DC.	Myrtaceae	1	0,10	10	0,4	0,0064	0,0616	0,56
Cardiopetalum calophyllum Schltdl.	Annonaceae	1	0,10	10	0,4	0,0050	0,0486	0,55
Tachigali paniculatum Vogel *	Fabaceae	1	0,10	10	0,4	0,0050	0,0486	0,55
Buchenavia tomentosa Eichler*	Combretaceae	1	0,10	10	0,4	0,0032	0,0311	0,53
Ouratea hexasperma (A. St.-Hil.) Baill.*	Ochnaceae	1	0,10	10	0,4	0,0032	0,0311	0,53
Palicourea rigida Kunth*	Rubiaceae	1	0,10	10	0,4	0,0022	0,0213	0,52
TOTAL		**993**	**100**	**2.500**	**100**	**10,3350**	**100**	**300**
Mortas		27	2,65	80	3,1	0,2118	2,01	7,76
Total com mortas		1.020	100	2.580	100	10,5468	100	300

* Espécies de ampla ocorrência no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2003; 2006).

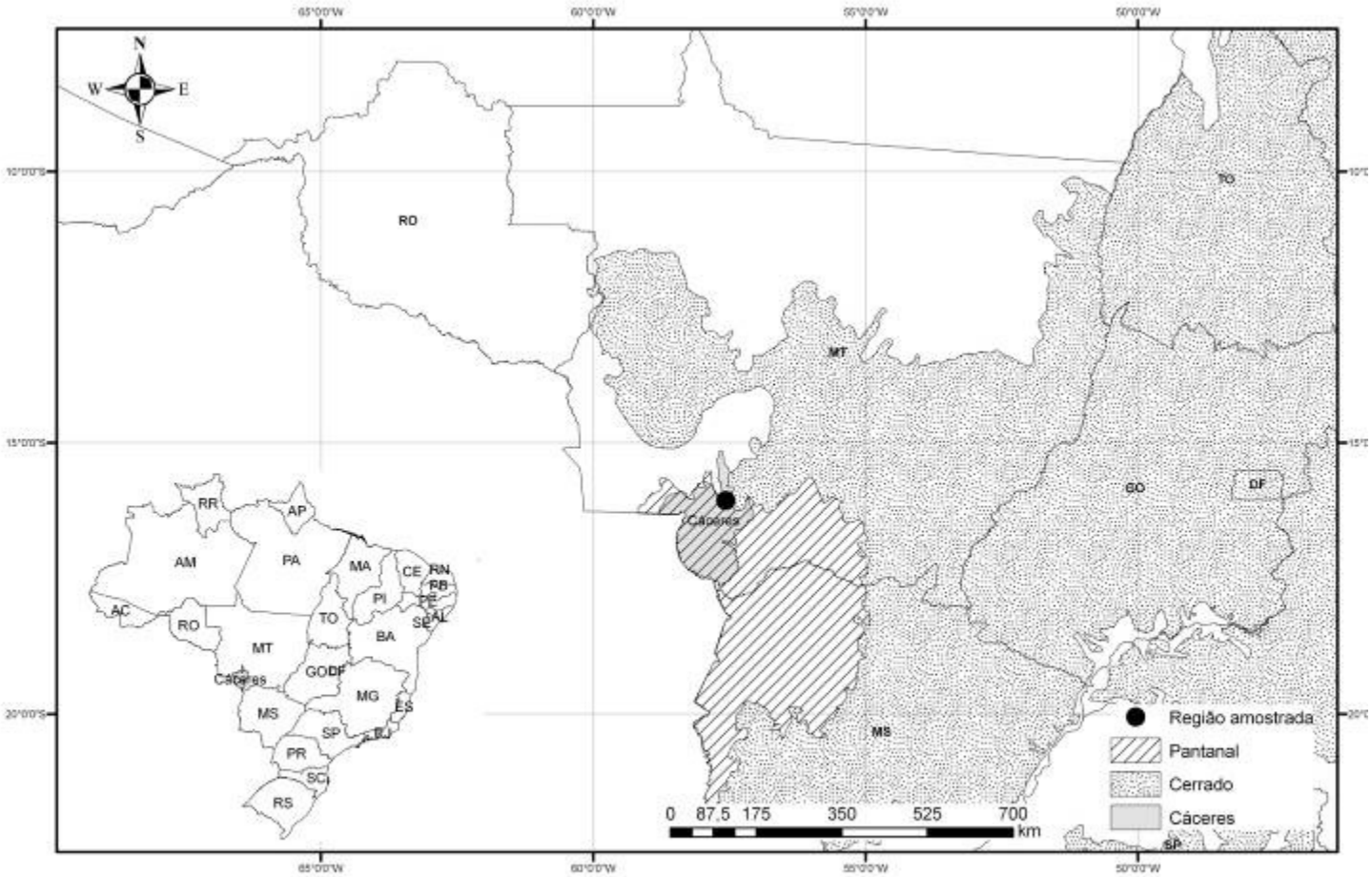

Figura 1. Localização do município de Cáceres no estado de Mato Grosso e no Brasil, indicando sua localização ecotonal entre os biomas Cerrado e Pantanal (Fontes: IBGE 2001; 2004; 2007).

Figura 2. Área de estudo, região de Cáceres, MT. 2A e 2B. Visão geral da região de estudo, demonstrando o mosaico de fitofisionomias. 2C, 2D e 2E. Detalhe da área de estudo, com indivíduos crescendo entre rochas. 2F. Levantamento da vegetação em campo. Fotos de Iona'i Ossami de Moura (2B, 2C, 2D e 2E) e Christopher Fagg (2A e 2F).

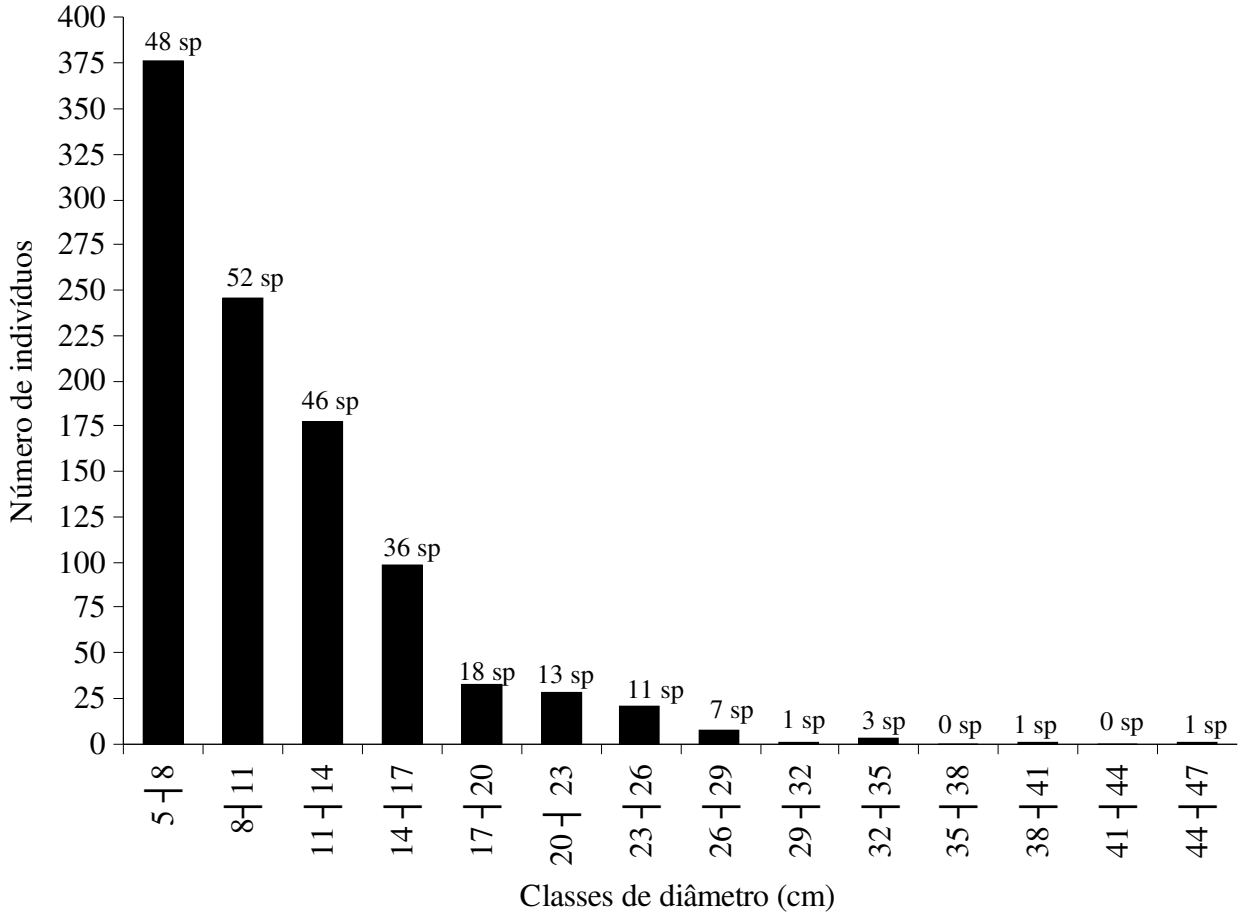

Figura 3. Distribuição por classes de diâmetro dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre na região de Cáceres, MT. Os números acima das barras indicam o número de espécies em cada classe diamétrica.

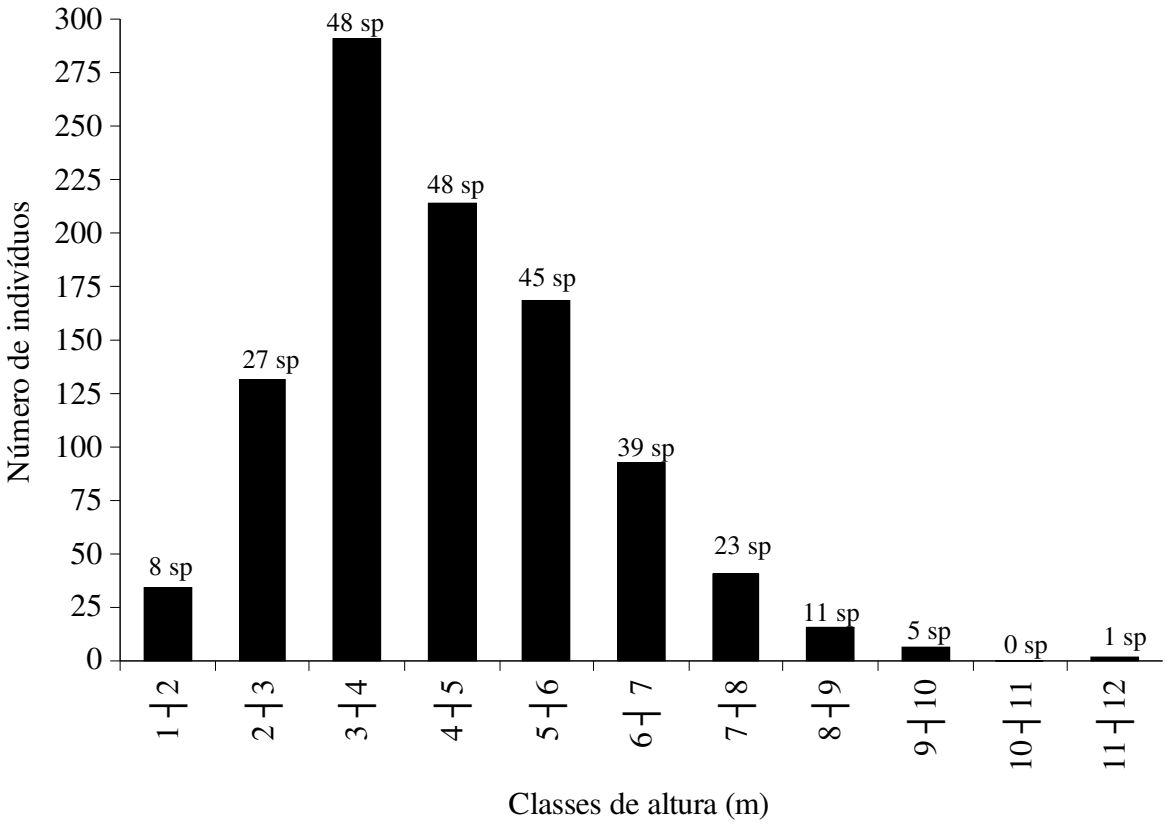

Figura 4. Distribuição por classes de altura dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre na região de Cáceres, MT. Os números acima das barras indicam o número de espécies em cada classe de altura.

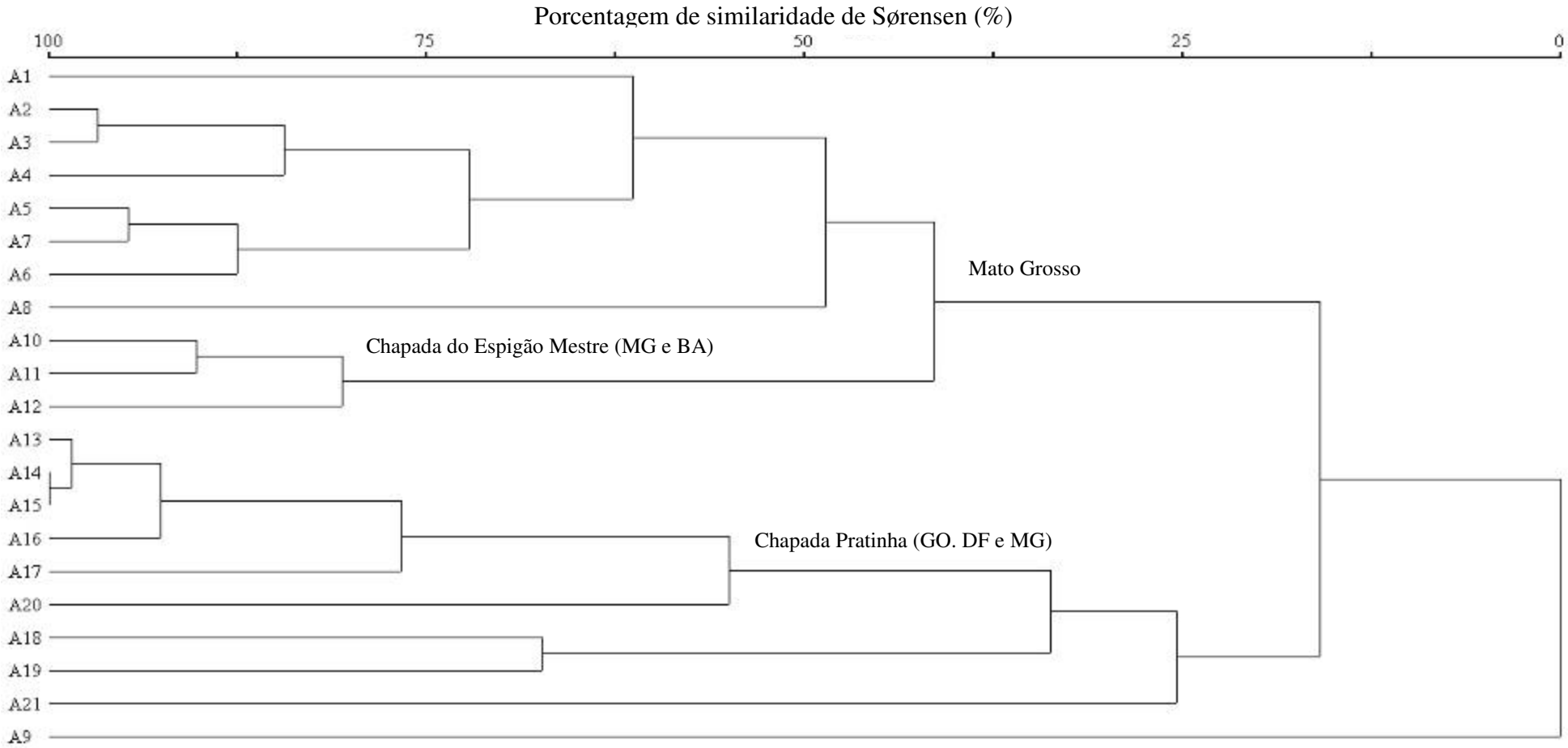

Figura 5. Dendrograma de similaridade florística obtido pelo método de médias ponderadas por grupo (UPGMA) e aplicado ao coeficiente de Sørensen para flora lenhosa amostrada em 21 áreas de cerrado *sensu stricto*. Onde: A1= Cáceres - MT, A2 = Nova Xavantina - MT, A3 = Canarana - MT, A4 = Água Boa - MT, A5 = APA Rio Cuiabá - MT, A6 = Grande Cuiabá - MT, A7 = APA Chapada dos Guimarães - MT, A8 = Cuiabá - MT, A9 = Corumbá - MS, A10 = Correntina - BA, A11 = São Desidério - BA, A12 = Formosa do Rio Preto - MG, A13 = Estação Ecológica de Águas Emendadas - DF, A14 = APA Gama-Cabeça de Veado - DF, A15 = Parque Nacional de Brasília - DF, A16 = Silvânia - GO, A17 = Patrocínio - MG, A18 = Parque Estadual dos Pireneus - GO, A19 = Cocalzinho de Goiás - GO, A20 = Fazenda Sucupira - DF, A21 = Serra Dourada - GO. Ver descrição das áreas na Tab. 1.

Capítulo 4

Identidade florística e estrutura da vegetação lenhosa do cerrado rupestre no Parque Estadual do Rio Preto, MG

RESUMO - (Identidade florística e estrutura da vegetação lenhosa do cerrado rupestre no Parque Estadual do Rio Preto, MG). Objetivou-se caracterizar o perfil florístico, a estrutura comunitária e a diversidade do componente lenhoso do cerrado rupestre sobre afloramentos quartzíticos localizado no Parque Estadual do Rio Preto (PERP), bem como analisar suas relações florísticas com outras áreas de cerrado *sensu stricto*. Procurou-se, também, verificar se o endemismo associado às espécies herbáceas e subarbustivas da Serra do Espinhaço também se aplica às espécies lenhosas amostradas no Parque. Foi amostrado 1 ha de cerrado rupestre, por meio de 10 parcelas disjuntas de 20 × 50 m, onde foram registrados os diâmetros, as alturas e identificados até o nível de espécie todos os indivíduos lenhosos com diâmetro do tronco ≥ 5 cm, medido a 30 cm do solo. Foram encontradas 42 espécies, distribuídas em 35 gêneros e 21 famílias. A densidade foi de 489 ind ha^{-1} e a área basal de 8,4 m^2 ha^{-1}. O índice de diversidade de Shannon foi de 3,08 e o índice de equabilidade de Pielou de 0,82. As famílias mais ricas em espécies foram Fabaceae (8), Vochysiaceae (5) e Apocynaceae (4). O cerrado rupestre estudado apresentou menor riqueza e densidade se comparado a outras áreas de cerrado *sensu stricto* amostradas no Brasil Central e no Sudeste Meridional, mas foi semelhante a elas em termos de área basal, índices de diversidade e de equabilidade. O cerrado rupestre do PERP apresentou flora diferenciada de outras áreas de cerrado *sensu stricto,* com presença de espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (71,4% do total das espécies), espécie peculiar de ambiente rupestre (2,4%): *Schwartzia adamantium* Cambess., e espécies com distribuição restrita no cerrado *sensu lato* (26,2%), dentre as quais *Geissospermum laeve* (Vell.) Miers, proveniente do bioma vizinho - Mata Atlântica. Porém, não foi caracterizado endemismo da vegetação lenhosa no cerrado rupestre estudado.

Palavras-chave: afloramento rochoso, composição florística, endemismo, fitossociologia, Serra do Espinhaço.

ABSTRACT – Floristic identity and woody vegetation structure of the rocky soil savanna at the Parque Estadual Rio Preto, MG – Brazil). Our main goal was to characterize the floristic composition, structure and diversity of the woody layer of the *cerrado rupestre* on quartzite outcrops, located in the Parque Estadual do Rio Preto (PERP). A comparison with cerrado *sensu stricto* vegetation in the park was conducted to verify if the endemism of the shrub and herbaceous layer of the Serra do Espinhaço is also seen in the woody component sampled in the park. We sampled 1 ha of *cerrado rupestre* through ten 20 m × 50 m plots (1000 m^2) that were disjunctly placed at the study site and each individual with $D_{30} \geq 5$ cm was measured for diameter and height and identified to the species level. The survey registered 42 species within 35 genera and 21 botanical families. A total of 489 individuals ha^{-1} where sampled, with a basal area of 8.4 m^2 ha^{-1}. The Shannon diversity index was 3.08 and Pielou equability index (J') was 0.82. The most representative families, in terms of number of species were Fabaceae (8), Vochysiaceae (7) and Apocynaceae (5). The *cerrado rupestre* of the PERP had a distinct flora compared to other cerrado *sensu stricto* areas, with a predominant presence of widely distributed species in the no cerrado *sensu lato* (71.5%), a species unique to rocky environments (2.4%): *Schwartzia adamantium* Cambess., and species with restricted distribution in the cerrado *sensu lato* (26.2%), of which *Geissospermum laeve* (Vell.) Miers belongs to the neighbouring biome - Atlantic Coastal Forest. However, we were not able to clearly characterize an endemism of the studied rocky soil savanna.

Key words: endemism, floristic composition, phytosociology, rock outcrop, Serra do Espinhaço.

Introdução

O conceito de endemismo é bastante utilizado em estudos fitogeográficos, sendo um táxon considerado endêmico de uma determinada área quando ele tem sua distribuição restrita àquele local (Anderson 1994; Begon *et al.* 1999; Brown & Lomolino 2006). Esse confinamento geográfico de um certo táxon se deve a somatória de eventos históricos e a processos ecológicos (Brown & Lomolino 2006). Anderson (1994) descreveu vários fatores que podem influenciar o grau de endemismo em determinado local, ou para determinado grupo de organismos. Dentre eles, estão as condições ambientais da área de ocorrência do organismo, locais onde há maior distância de fontes de migrantes, taxas de extinção e de imigração mais lentas, topografia mais variada, condições ambientais mais árduas ou desfavoráveis, áreas geologicamente mais antigas, áreas de origem recente ou de isolamento recente, entre outras.

No Brasil, foram listadas recentemente 2.291 espécies de plantas endêmicas, correspondendo entre 4% a 6,5% da flora do país (Rapini *et al.* 2009). Na referida listagem, o estado de Minas Gerais ocupou o primeiro lugar em número, com 550 espécies endêmicas, seguido da Bahia (484), Rio de Janeiro (250), Goiás e Distrito Federal (202), Amazonas (164), Espírito Santo (135) e São Paulo (123). Rapini *et al.* (2009) enfatizam, no entanto, que tal concentração de espécies endêmicas detectadas em determinadas regiões brasileiras pode se dever ao maior número de investigações científicas botânicas nessas áreas, provavelmente devido à proximidade aos centros urbanos, e não necessariamente a alguma relevância biológica particular.

Dentro deste contexto, a Serra do Espinhaço é indubitavelmente reconhecida como centro de endemismo de várias espécies de plantas, especialmente nos campos rupestres (Harley 1995; Giulietti *et al.* 2000; Melo 2000; Oliveira *et al.* 2002; Rapini *et al.* 2002; Araújo *et al.* 2005; Rapini *et al.* 2009). A avaliação de áreas prioritárias para a conservação realizada pelo MMA (2008), apontou a região do Espinhaço Meridional como prioritária para conservação, com importância biológica extremamente alta. Esta formação de montanhas localiza-se nos estados de Minas Gerais e Bahia, no sentido norte-sul, e está sob a influência fitogeográfica dos domínios da Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga (Kamino *et al.* 2008). Segundo Gontijo (2008), a concentração de ecótonos na Serra do Espinhaço proporciona abundantes alternativas ecológicas de adaptações para as espécies, gerando um grande mosaico de biodiversidade. Giulietti *et al.* (1997) atribuem o elevado grau de endemismo registrado na Serra do Espinhaço a seu relativo isolamento geográfico e a condições especiais de clima, solo e relevo.

Este capítulo teve por objetivos caracterizar o perfil florístico, a estrutura comunitária e a diversidade do componente lenhoso do cerrado rupestre no Parque Estadual do Rio Preto (PERP), localizado na Serra do Espinhaço, e verificar se o alto grau de endemismo citado para as espécies herbáceas e subarbustivas da Serra do Espinhaço também se aplica às espécies lenhosas na área de estudo. Além disso, visou-se analisar as relações florísticas entre a área estudada e outras 15 áreas de cerrado *sensu stricto* baseado na composição da flora lenhosa, a fim de verificar se o cerrado rupestre no PERP se diferencia dos demais por estar localizado em área ecotonal, transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica.

Material e métodos

Área de estudo - O presente estudo foi realizado no Parque Estadual do Rio Preto (PERP) entre as coordenadas 18º06'06''- 18º08'52''S e 43º19'37''- 43º22'15''W (Fig. 1), com altitude variando entre 783 m a 1.024 m, exclusivamente nas manchas de cerrado rupestre (*sensu* Ribeiro & Walter 2008) (Fig. 2).

O PERP localiza-se no município de São Gonçalo do Rio Preto, Minas Gerais, e está inserido no complexo da Serra do Espinhaço, região alta do Vale do Jequitinhonha (Governo do Estado de Minas Gerais 2004). Segundo Drummond *et al*. (2005), a Serra do Espinhaço possui grande diversidade de paisagens e constitui ecossistema único no contexto mundial no que se refere à formação geológica e florística. A Serra do Espinhaço possui elevado grau de endemismo de várias famílias e gêneros de plantas e é considerada centro de diversidade de vários táxons (Giulietti *et al*. 2000; Mendonça Filho 2005).

Segundo o Plano de Manejo do Parque (Governo do Estado de Minas Gerais 2004), em termos geológicos, o PERP é representado principalmente por rochas da formação Sopa-Brumadinho (Supergrupo Espinhaço) que possuem características mineralógicas e petrográficas que, associadas às grandes fraturas e falhas, proporcionam dois ambientes geológicos e geomorfológicos distintos no PERP. A parte sul do Parque é constituída por rochas quartzíticas de granulação fina a média, sendo algumas vezes micácea. Na porção norte, onde foi realizado este trabalho, predominam rochas que podem ser denominadas de muscovita quartzitos (*sensu lato*), proporcionando relevo mais suave e a possibilidade de solos mais espessos. No Plano de Manejo consta que os principais tipos de solo são os Neossolos Litólicos Psamíticos típicos e Neossolos Litólicos Distróficos típicos, associados a afloramentos de rocha, ocupando cerca de 60% do Parque.

O clima da região pode ser caracterizado como Cwb na classificação de Koppen, apresentando sazonalidade marcante com cinco meses de seca e sete de chuva (Neves *et al*. 2005). De acordo com dados da estação meteorológica de Diamantina (MG),

disponibilizados aos autores pelo Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet), a precipitação média anual da região é de 1.122 mm, a temperatura mínima média anual de 21,5 ^{o}C e a temperatura média máxima anual de 22,9 ^{o}C.

O PERP possui área de 10.755 ha, e em seu interior são encontradas, predominantemente, formações campestres (campo limpo e campo rupestre) que representam cerca de 65% do Parque (Governo do Estado de Minas Gerais 2004). Também estão presentes as formações savânicas, representadas pelo cerrado típico, cerrado ralo e cerrado rupestre (cerca de 25% da Unidade), e áreas com floresta estacional semidecidual, nas vertentes de córregos e rios (florestas ciliares), sempre em associação com formações savânicas ou em mosaico com a vegetação campestre, formando os "capões de mata", ou "ilhas de vegetação" (Governo do Estado de Minas Gerais 2004).

Amostragem - Foram alocadas, de maneira aleatória, 10 parcelas de 20 × 50 m (1.000 m^2) e amostrados no seu interior todos os indivíduos lenhosos com diâmetro do tronco igual ou superior a 5 cm, tomado a 30 cm do solo, os quais foram identificados em nível de espécie e tiveram seus diâmetros medidos com suta metálica, de acordo com procedimentos recomendados por Felfili *et al*. (2005). Os lados mais compridos das parcelas foram dispostos acompanhando o gradiente de declividade do terreno, conforme sugerido por Oliveira-Filho (1994). Em árvores bifurcadas abaixo de 30 cm do solo ou em caso de touceiras, cada tronco, desde que apresentasse o diâmetro mínimo de inclusão, foi medido separadamente e foi calculada a média quadrática das ramificações, conforme adotado por Pinto *et al*. (2009). A altura total foi medida com vara graduada até 7,5 m, e estimadas visualmente para os indivíduos com alturas superiores a este valor. No caso dos indivíduos bifurcados foi considerada a altura da ramificação mais alta. Foram realizadas coletas botânicas dos indivíduos férteis e os *vouchers* incorporados ao herbário IBGE. Para classificação das famílias foi utilizado o sistema do Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003).

Análise dos dados - Para verificar a suficiência da amostragem foram determinados o erro padrão da média em percentagem (EP%) e o intervalo de confiança (IC) a 95% de probabilidade para densidade e para área basal das parcelas, conforme sugerido por Felfili & Imaña-Encinas (2001). Para avaliar a suficiência amostral em termos florísticos foi utilizado o estimador de riqueza Jacknife 1, que possibilita uma boa estimativa da riqueza potencial total de uma amostra (Magurran 2004), calculado por meio do programa PC-ORD (McCune & Mefford 2006).

A riqueza florística foi avaliada mediante a contagem dos números de espécies, gêneros e famílias registrados no interior das parcelas. Para traçar o perfil florístico da área,

as espécies foram identificadas quanto à sua distribuição predominante: espécies de ampla ocorrência no cerrado *sensu lato*, espécies de distribuição restrita no cerrado *sensu lato*, e espécies restritas a ambientes rupestres do Cerrado, com base nos estudos de Ratter *et al*. (2003; 2006) e Mendonça *et al*. (2008). Para avaliar a diversidade florística da comunidade foi utilizado o índice de diversidade de Shannon na base *e* e o índice de uniformidade de Pielou (Magurran 2004), ambos por meio do aplicativo Excel. Os parâmetros fitossociológicos foram obtidos por meio do cálculo da densidade, frequência e dominância absolutos e relativos, bem como do valor de importância - VI (Mueller-Dombois & Ellemberg 1974), utilizando o aplicativo Excel. Esses cálculos foram efetuados de duas maneiras: apenas com os indivíduos vivos amostrados, e com a inclusão dos indivíduos mortos mas ainda em pé amostrados, e assim estão apresentados nos resultados.

Também foi realizada a análise de distribuição das espécies e dos indivíduos vivos em classes de diâmetros e de alturas, calculando o intervalo das classes através da fórmula de Spiegel (1976).

Para verificar as relações florísticas foi processada a classificação florística hierárquica entre a área de cerrado rupestre do PERP e outras 15 áreas de cerrado *sensu stricto* (Tab. 1), utilizando o algoritmo de médias ponderadas (UPGMA) aplicado aos índices de similaridade de Sørensen, mediante o uso do programa PC-ORD (McCune & Mefford 2006). Como produto da análise de classificação foi produzido um dendrograma, onde as áreas mais similares vão se agrupando progressivamente (Kent & Coker 1992). Para esta análise foi preparada uma matriz com dados de presença e ausência das espécies que ocorreram em mais de uma das 16 localidades analisadas, totalizando 156 espécies. As áreas de cerrado *sensu stricto* foram selecionadas dentre as que constam na Tab. 2, de forma a equilibrar o número de áreas comparadas por região, levando em conta a localização geográfica e tipo de solo. Espécies com diferentes variedades foram consideradas apenas em nível de espécie, e foram excluídas aquelas identificadas apenas em nível de gênero ou família. As sinonímias florísticas foram conferidas com base no *checklist* publicado para a flora do bioma Cerrado (Mendonça *et al*. 2008) e no banco de dados eletrônico do Misssouri Botanical Garden (www.tropicos.org).

Resultados

Riqueza florística e diversidade alfa – No cerrado rupestre amostrado no PERP foram encontrados 21 famílias, 35 gêneros e 42 espécies (Tab. 2). O índice de diversidade de Shannon (H') foi de 3,08 e o índice de equabilidade de Pielou (J') foi de 0,82 (Tab. 1).

As famílias mais ricas em espécies foram Fabaceae (8 espécies), Vochysiaceae (5) e Apocynaceae (4). Por outro lado, 12 famílias foram representadas por apenas uma espécie. Clusiaceae, Fabaceae e Vochysiaceae se destacaram em densidade, com 112, 97 e 76 indivíduos, respectivamente, correspondendo a 58,7% da densidade total da comunidade.

Estrutura da comunidade e perfil florístico - A suficiência amostral em termos quantitativos foi satisfatória, uma vez que o erro padrão encontrado foi de 12,75% e (IC = ± 12,2) para a densidade média e 16,36% (IC = ± 0,27) para a área basal média. De acordo com McCune & Grace (2002) esses valores podem ser considerados como suficientes para representar a estrutura comunitária. Em termos florísticos, a riqueza potencial estimada pelo índice de Jacknife 1 para área foi de 56,4 espécies, o que corresponde a 74% das espécies registradas e pode ser considerada como representativa da riqueza local.

A densidade foi de 489 ind ha^{-1} e a área basal 8,39 m^2 ha^{-1}. Desse total foram excluídos os 37 indivíduos mortos, mas ainda em pé, que ocorreram em todas as parcelas amostradas e que juntos somaram 0,56 m^2 ha^{-1} de área basal (Tab. 2).

Pouco mais da metade das espécies registradas na área (23 espécies ou 54,76%) apresentaram valor de importância (VI) menor que 10% do maior valor encontrado, indicando número elevado de espécies com pouca contribuição na estruturação da comunidade. Estas 23 espécies representaram 10,43% e 6,01% da densidade e dominância totais, respectivamente. Por outro lado, as 10 espécies com maior VI representaram 65,8% do VI total, 79,63% do total da dominância e 66,26% do total da densidade (Tab. 2). Sendo assim, poucas espécies compuseram grande parte da estrutura comunitária.

As 10 espécies que compõem a maior parte da estrutura comunitária apresentaram padrões diferenciados com relação à sua contribuição ao VI total da comunidade. Com relação à dominância, apenas três espécies juntas somaram 54,83% do total: *Pterodon pubescens* (23,99%), *Geissospermum laeve* (17,38%) e *Kielmeyera rubriflora* (13,46%). As duas primeiras apresentam indivíduos de grande porte, ao passo que *K. rubriflora* destacou-se em dominância por ter apresentado grande número de indivíduos (18,61% da densidade total). *Qualea parviflora* também apresentou destaque em função de sua densidade (5,32%), ocupando a nona posição no ranque hierárquico do VI. Nenhuma espécie foi observada em todas as parcelas, mas *Qualea dichotoma* e *Plathymenia reticulata* foram as que apresentaram maior frequência, ocorrendo em nove das 10 parcelas inventariadas. *Terminalia fagifolia* e *Schwartzia adamantium* se destacaram em dominância (4,70% e 3,27%, respectivamente) e *Eremanthus incanus* apresentou equilíbrio entre os três parâmetros fitossociológicos.

A maior parte das espécies amostradas no cerrado rupestre do PERP são plantas de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* ao longo do bioma (Ratter *et al*. 2006): elas totalizaram 30 das 42 espécies, representando 71,5% do total (Tab. 2). Segundo os critérios destes mesmos autores, as espécies de distribuição restrita no cerrado *sensu lato* encontradas no PERP respondem por 26,2% do total, ou 11 espécies. De acordo com Mendonça *et al*. (2008), 26 espécies ocorrem também em mata de galeria, mata ciliar e mata seca, e 16 espécies têm ocorrência registrada, além de em outras fisionomias, em campo rupestre *sensu lato* (que abrange fitofisionomias florestais, savânicas e campestres do Cerrado). No entanto, apenas uma espécie é restrita a cerrado rupestre e campo rupestre *sensu lato*: *Schwartzia adamantium*.

Distribuições diamétrica e de altura - A distribuição de frequência dos indivíduos nas classes de diâmetro apresentou tendência ao formato de exponencial negativa ou J-reverso (Fig. 3), comumente encontrada em áreas de cerrado *sensu stricto*, onde a maioria dos indivíduos e espécies se concentra nas classes de pequeno porte (Felfili 2001). Na primeira classe diamétrica foram registrados 244 indivíduos, correspondendo a 49,9% do total e na segunda classe 124 indivíduos, correspondendo a 25,4%. O número de espécies registrado nas classes diamétricas apresentou a mesma tendência, com 36 espécies, ou 85,7% do total, presentes na primeira classe diamétrica, reduzindo para 13 espécies, ou 30,9%, na quarta classe.

Na distribuição de frequências dos indivíduos por classes de altura (Fig. 4) observa-se que a maioria dos indivíduos possui altura entre 2,5 e 5,4 m (60,12%), com maior concentração de indivíduos na segunda classe (2,5-3,9 m). Com relação às espécies, houve maior número concentrado na segunda e terceira (80,95%) classes de altura, diminuindo nas classes subsequentes. Nas três últimas classes constaram apenas três espécies: *Pterodon pubescens*, *Geissospermum laeve* e *Schwartzia adamantium*.

Relações florísticas - A análise de agrupamento (Fig. 5) evidenciou a formação de três grupos principais: áreas de cerrado *sensu stricto* sobre Neossolo Quartzarênico na Bahia, sobre Latossolo em Goiás, Distrito Federal e uma área de Minas Gerais, na fronteira com Goiás, e solos rochosos em Goiás, na parte superior do diagrama (A1 a A12); áreas sobre Latossolo e Nessolo Quartzarênico de Minas Gerais e São Paulo, na parte inferior do diagrama (A13 a A16); e a área do PERP (A1), que foi a mais dissimilar de todas, diferenciando-se de todas as demais. Assim, essas áreas que se agruparam compartilham mais elementos da flora lenhosa entre si do que aquelas que ficaram em grupos separados.

A análise revelou, ainda, subgrupos mais similares em sua composição florística, relacionados com tipo de solo: as áreas da Chapada do Espigão Mestre do São Francisco,

sobre Neossolos Quartzarênicos (Correntina – A10, São Desidério – A11 e Formosa do Rio Preto – A12), as da Chapada Pratinha, sobre Latossolos (Parque Nacional de Brasília – A5, Silvânia – A6 e Patrocínio – A7), as áreas rochosas da Serra dos Pireneus (Parque Estadual dos Pireneus – A2 e Cocalzinho de Goiás – A3), as áreas rochosas da Chapada dos Veadeiros (Alto Paraíso – A8 e Serra da Mesa – A9) e duas áreas sobre Latossolo em Minas Gerais (Abaeté – A14 e Paraopeba – A16).

Discussão

Riqueza florística e diversidade alfa – As famílias com maior riqueza encontradas no cerrado rupestre do PERP, Fabaceae, Vochysiaceae e Apocynaceae, são as que normalmente dominam áreas de cerrado *sensu stricto*, como em Silvânia, GO (Felfili *et al*. 1994), Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, GO e Vila Propício, GO (Felfili *et al*. 2007), Jardim Botânico de Brasília, DF (Fonseca & Silva Júnior 2004), APA Gama-Cabeça de Veado, DF (Felfili *et al*. 1994), Formosa do Rio Preto, BA e São Desidério, BA (Felfili *et al*. 2001). Em áreas de cerrado rupestre do Brasil Central, Fabaceae e Vochysiaceae constam também entre as famílias mais ricas (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009). A concentração de muitas espécies em poucas famílias e a presença de grande número de famílias com reduzido número de espécies também foi observada nas áreas em que os estudos acima mencionados foram realizados e é uma característica usual em levantamentos feitos em áreas de cerrado *sensu stricto* (Felfili *et al*. 2004). Por outro lado, o cerrado rupestre amostrado no PERP destaca-se pela não ocorrência da família Myrtaceae que, em geral, é bastante comum no bioma Cerrado (Mendonça *et al*. 2008).

A área de cerrado rupestre no PERP, apesar de ter apresentado menor riqueza (42 espécies) que outras áreas amostradas em cerrado *sensu stricto* (Tab. 1), apresentou diversidade alfa (H' = 3,08) compatível com as demais áreas comparadas, assim como distribuição razoavelmente equitativa da densidade de indivíduos por espécies, representada pelo índice de uniformidade de Pielou (J = 0,82) (Tab. 1). Por outro lado, o número de indivíduos encontrado foi o segundo mais baixo dentre as áreas comparadas, superado apenas pelo encontrado em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, GO. A elevada cobertura por afloramentos rochosos na área de estudo (observação de campo) pode ter limitado o número de indivíduos no PERP, conforme observado por Ribeiro & Walter (2008). Moura *et al*. (2007) e Pinto *et al*. (2009), relataram a semelhança estrutural de duas áreas de cerrado rupestre na Serra dos Pireneus (GO) com o cerrado ralo, dada a baixa densidade de indivíduos.

De maneira geral, o baixo número de espécies encontrado se coaduna com a elevada riqueza esperada para áreas ecotonais (Odum 1988). No entanto, este autor afirma que nos ecótonos ocorre uma sobreposição de espécies das diferentes comunidades ou, neste caso, biomas Cerrado e Mata Atlântica, e que também ocorrem espécies características do ecótono, muitas vezes restritas a ele. Da mesma forma, Rizzini (1963), declara que áreas marginais ou periféricas do Cerrado apresentam flora empobrecida em relação à área nuclear, porém acrescida de elementos florísticos advindos das formações vegetacionais circunvizinhas. Este parece ser o caso do cerrado rupestre do PERP, conforme discutido mais adiante.

Estrutura da comunidade e perfil florístico - Apesar do baixo número de indivíduos encontrados na área de cerrado rupestre amostrado no PERP (489 ind ha^{-1}), a área apresenta um dos maiores valores de área basal (8,39 m^2 ha^{-1}) entre os estudos desenvolvidos em áreas com afloramentos rochosos (Tab. 1). Tal fato evidencia a presença de indivíduos de grande porte na área, especialmente das espécies *Pterodon pubescens*, primeira espécie em VI nesse trabalho, e *Geissospermum laeve*, terceira em VI, visto que a contribuição da dominância relativa para o cômputo do VI dessas espécies foi superior a 62%. Juntas, essas espécies são responsáveis por 41% da área basal total da comunidade. Segundo Ribeiro & Walter (2008), no cerrado rupestre os indivíduos lenhosos se estabelecem nas fendas existentes entre as rochas, e sua densidade varia conforme a disponibilidade existente de solo. No entanto, na área estudada há grande cobertura do solo por rochas (observação de campo), e apesar da baixa densidade de indivíduos, a quantidade de solo existente parece ser suficiente para permitir o crescimento de indivíduos de grande porte, contrariamente ao encontrado em outras áreas de cerrado rupestre (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009).

Geissospermum laeve (sinonímia *G. vellosii*), conhecida popularmente como pau-pereira, não aparece na listagem das 12.356 espécies que ocorrem no Cerrado compilada por Mendonça *et al*. (2008), nem na lista de Ratter *et al*. (2003), com 914 espécies arbustivas e arbóreas provenientes de 376 áreas de cerrado *sensu lato* na região *core* do bioma e em savanas amazônicas. Esta espécie também não foi encontrada em nenhuma das 25 áreas de cerrado *sensu stricto* usadas nas comparações do presente estudo (Tab. 1), mas foi registrada em áreas de Mata Atlântica do Espírito Santo (Rolim *et al*. 1999), e do Rio de Janeiro (Carvalho *et al*. 2008), inclusive em locais com afloramentos rochosos (Kurtz & Araújo 2000; Moreno *et al*. 2003). Segunda a listagem das plantas da Mata Atlântica (Stehmann *et al*. 2009), esta espécie ocorre em Floresta Ombrófila Densa/Aberta. Oliveira-Filho & Fontes (2000), ao investigarem os padrões de diferenciações florísticas entre as florestas Atlânticas do Sudeste do Brasil e a influência climática, apontou que *Geissospermum laeve* pertence ao

grupo de espécies associadas às florestas tropicais de baixa altitude do Norte, ou seja, de áreas da Bahia e Espírito Santo. Assim, verifica-se que esta espécie também ocorre em locais de altitude média, como no PERP, em cerrado rupestre.

Com relação ao perfil florístico, das 42 espécies encontradas no PERP, 30 são consideradas de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* por Ratter *et al*. (2003; 2006). Dentre estas espécies 16 delas (Tab. 2) ocorrem em mais de 50% dos locais amostrados por Ratter *et al*. (2003; 2006) e estão entre as 39 espécies mais frequentes no cerrado *sensu lato*. Entre as que não possuem ampla distribuição no cerrado *sensu lato* estão *Ouratea castaneifolia*, que consta em 15% dos levantamentos, *Kielmeyera lathrophyton* em 13%, *Diospyros sericea* em 12%, *Eremanthus glomerulatus* em 9%, *Qualea dichotoma* em 8% e *Pera glabrata* em 7%. Já *Callisthene minor* aparece em apenas um local e *Eremanthus incanus* em dois, e podem ser consideradas de distribuição extremamente restrita no cerrado *sensu lato*, juntamente com *Geissospermum laeve*, *Pouteria gardneriana* e *Vochysia discolor*, que não constam na listagem de Ratter *et al*. (2003; 2006). Já *Schwartzia adamantium* é uma espécie peculiar de ambientes rupestres (Mendonça *et al*. 2008).

Dentre essas 12 espécies de distribuição restrita no cerrado *sensu lato*, nove constam na lista de plantas da Mata Atlântica (Stehmann *et al*. 2009), em formações florestais e/ou campestres: *G. laeve*, *P. glabrata*, *O. castaneifolia*, *Callisthene minor*, *K. lathrophyton*, *Q. dichotoma*, *P. gardneriana*, *S. adamantium* e *E. incannus*. Estas duas últimas espécies ocorrem também em ambientes com afloramentos rochosos, segundo a referida listagem.

A hipótese de distribuição extremamente restrita de *C. minor*, *E. incanus*, *G. laeve*, *P. gardneriana* e *V. discolor* é reforçada pelo fato dessas espécies não ocorrerem em nenhum dos 25 estudos de cerrado *sensu stricto* citados na Tab. 1. No entanto, nenhuma dessas espécies consta na lista de plantas raras ou endêmicas do Brasil (Giulietti *et al*. 2009), e na lista de espécies da flora do Brasil, apenas *Vochysia discolor* tem distribuição exclusiva ao estado de Minas Gerais (França 2010). Assim, o elevado endemismo encontrado na Serra do Espinhaço, em especial para as espécies herbáceo-arbustivas dos campos rupestres (Harley 1995; Melo 2000; Oliveira *et al*. 2002; Rapini *et al*. 2002; Araújo *et al*. 2005; Rapini *et al*. 2009), não se aplica às espécies lenhosas do cerrado rupestre do PERP. Pinto *et al*. (2009), avaliando a vegetação lenhosa de uma área de cerrado rupestre em Cocalzinho de Goiás (GO), constataram que o elevado endemismo citado para ambientes rupestres parece estar mais fortemente associado ao estrato herbáceo-subarbustivo do que ao componente arbustivo-arbóreo do cerrado rupestre.

Dentre as espécies em comum com o presente estudo e aqueles citados na Tab. 1, duas ocorreram apenas em áreas rochosas, o que pode denotar certa especificidade na

distribuição dessas espécies: *Schwartzia adamantium* e *Qualea dichotoma*. *Schwartzia adamantium*, 10ª espécie em VI, ocorreu em apenas quatro estudos citados na Tab. 1, todos eles em ambientes rupestres: Alto Paraíso, GO (Felfili *et al*. 2007), Parque Estadual do Pireneus, GO (3ª posição em VI) (Moura *et al*. 2007), Cocalzinho de Goiás, GO (7ª posição em VI) (Pinto *et al*. 2009) e Serra Dourada (10ª posição em VI) (Miranda *et al*. 2007). O mesmo ocorre com *Qualea dichotoma*, que entre as áreas comparadas, constou em duas amostragens de áreas de solos com rochas: Vila Propício, GO (Felfili *et al*. 2007) e norte de Goiás e sul do Tocantins (Felfili & Fagg 2007). A ocorrência de poucas espécies peculiares de ambientes rupestres também foi registrada em outras amostragens de cerrado rupestre (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009). Segundo Pinto *et al*. (2009), o cerrado rupestre, assim como o cerradão, parece não possuir uma flora lenhosa própria, apresentando uma mistura de espécies das demais formações savânicas, principalmente do cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, e também espécies típicas de formações florestais e peculiares de ambientes rupestres.

A área estudada apresentou pequeno número de espécies (as 10 primeiras em VI) que compreende mais de 50% da densidade, frequência e dominância. Este é um padrão de estrutura comumente encontrado em áreas de cerrado *sensu stricto*: cerca de até 20 espécies dominantes, e as demais pouco abundantes ou raras (Felfili *et al*. 2004; 2008). Dentre as espécies que compõem a maior parte da estrutura da área estudada, seis são espécies de ampla ocorrência no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2006). *Lafoensia pacari* (8ª em VI) foi encontrada em 22 das 25 áreas comparadas, *Plathymenia reticulata* (7ª em VI) em 11, *Pterodon pubescens* (1ª em VI) em 13, *Qualea parviflora* (9ª em VI) em 20, *Terminalia fagifolia* (6ª em VI) em seis, e *Kielmeyera rubriflora* (2ª em VI), que foi a que apresentou a menor distribuição, ocorrendo em quatro estudos, sendo três deles em áreas rochosas. Das quatro espécies restantes, *Schwartzia adamantium* (10ª em VI) é exclusiva de ambientes rupestres (Mendonça *et al*. 2008), *Geissospermum laeve* (3ª em VI) é de Mata Atlântica (Kurtz & Araújo 2000, Oliveira-Filho & Fontes 2000, Moreno *et al*. 2003, Carvalho *et al*. 2008); *Eremanthus incanus* (4ª em VI) e *Qualea dichotoma* (5ª em VI) apresentam menor distribuição no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2003).

Desta forma, percebe-se que a flora lenhosa do cerrado rupestre no PERP é menos rica do que as áreas amostradas no Brasil Central e também em áreas próximas de Minas Gerais, mas constitui-se de uma mistura de espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (71,4%), com espécies de distribuição mais restrita a áreas rochosas (2,4%) ou não (26,2%), dentre as quais uma é proveniente do bioma vizinho - Mata Atlântica. A presença de elementos da flora de biomas vizinhos sobre a flora do cerrado *sensu stricto* é maior

quanto mais longe se estiver do centro geográfico do bioma Cerrado, ou seja, em áreas marginais do Cerrado (Méio *et al*. 2003).

Ratter *et al*. (2003; 2006) constataram forte padrão fitogeográfico na distribuição de espécies lenhosas no bioma, indicando a separação de sete grupos geográficos, com base na composição florística. Da mesma forma, Castro & Martins (1999), com base em comparações florístico-geográficas indicaram a existência de oito grupos geográficos no bioma, onde o cerrado (*sensu lato*) do litoral e do Nordeste (baixa altitude), do Sudeste Meridional (média altitude) e do Planalto Central (alta altitude) constituem três supercentros de biodiversidade. De acordo com essas classificações, o PERP está inserido no grupo do Centro-Sudeste segundo Ratter *et al*. (2003; 2006), e no grupo do Sudeste Meridional, segundo Castro & Martins (1999).

Distribuições diamétrica e de altura - O formato de J-reverso encontrado na curva de distribuição diamétrica dos indivíduos é considerado comum em ambientes tropicais (Felfili *et al.* 1997), e se estende ao cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, como demonstram os estudos feitos na Fazenda Água Limpa - DF (Felfili & Silva Júnior 1988), na Reserva Ecológica do IBGE - DF (Andrade *et al.* 2002), no Centro Olímpico da UnB - DF (Assunção & Felfili 2004) e na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco - BA e MG (Felfili 2001), e sobre solos rasos e rochosos em GO e DF (Amaral *et al*. 2006; Felfili & Fagg 2007; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009). Como há grande número de espécies e indivíduos nas menores classes com redução gradativa em relação ao acréscimo dos diâmetros, assume-se que a comunidade tende a se manter estruturalmente ao longo do tempo, caso continue livre de grandes perturbações, conforme sugerido por Assunção & Felfili (2004).

A estrutura de distribuição dos indivíduos lenhosos em classes de alturas do PERP se assemelha à encontrada em áreas de cerrado *sensu stricto* sobre Latossolo em Brasília, DF (Assunção & Felfili 2004), onde houve maior concentração de indivíduos entre 2 e 3,9 m de altura, e diferiu da encontrada em solos mais rasos e rochosos, também em Brasília, DF (Amaral *et al*. 2006), com maior concentração entre 1 e 2 m, e em Cocalzinho de Goiás, GO (Pinto *et al*. 2009), entre 2 e 3 m. Assim, os indivíduos no cerrado rupestre do PERP são mais altos do que aqueles de outras áreas rochosas do Brasil Central (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009), o que condiz com a área basal mais elevada do PERP em comparação com essas mesmas áreas, reiterando que, apesar da grande cobertura do solo por rochas neste local, a quantidade de solo existente parecer ser suficiente para permitir o crescimento de indivíduos de grande porte.

Relações florísticas - Os agrupamentos gerados na análise de similaridade florística remetem à classificação dos grupos geográficos do Cerrado, proposta por Castro & Martins (1999): as áreas do Sudeste Meridional (áreas de A13 a A16) formaram grupo separado das áreas do Planalto Central e do Nordeste (áreas de A2 a A12), que constituiu outro grupo. As três áreas do Nordeste (A10 a A12) ficaram inicialmente juntas, unindo-se posteriormente às do Planalto Central (A2 a A9), de que são mais próximas.

A área do PERP, no entanto, diferiu floristicamente de todas as áreas comparadas. De acordo com Felfili *et al* (2008), áreas que apresentam condições ecológicas similares, independente da distância geográfica, tendem a apresentar composição florística semelhante. No entanto, nossa premissa de que o cerrado rupestre do PERP seguisse os padrões fitogeográficos indicados por Castro & Martins (1999) e também por Ratter *et al*. (2003; 2006), e apresentasse maior similaridade com as áreas do Sudeste Meridional, ou pelo menos fosse mais similar à área do Parque Nacional da Serra do Cipó - MG (Meira Neto & Saporetti Júnior 2002) foi rejeitada. Divergindo do que foi registrado por Kamino *et al*. (2008), que ao avaliarem a flora arbórea de áreas de floresta da Serra do Espinhaço detectaram a formação de quatro grupos distintos e verificaram elevada similaridade entre a Serra do Cipó e Diamantina, município próximo ao PERP. Assim, constata-se a heterogeneidade florística do cerrado rupestre do PERP e reforça a importância da unidade de conservação ali existente, pois protege vegetação com composição florística diferenciada.

Concluímos que o cerrado rupestre do PERP, apesar de sua baixa riqueza em espécies, possui flora diferenciada de outras áreas de cerrado *sensu stricto*, sobre substrato rochoso ou não, com presença de espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (71,4%), espécie peculiar de ambiente rupestre (2,4%), *Schwartzia adamantium*, e espécies de distribuição restrita no cerrado *sensu lato* (26,2%), das quais uma, *Geissospermum laeve*, é característica da Mata Atlântica, influenciada por sua localização ecotonal/marginal, porém sem caracterizar endemismo na flora lenhosa do cerrado rupestre estudado. O cerrado rupestre do PERP apresentou menor densidade se comparado a outras áreas de cerrado *sensu stricto* amostrado no Brasil Central e no Sudeste Meridional, mas foi semelhante a eles em termos de área basal, índices de diversidade e de equabilidade.

Agradecimentos

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia-UnB pelo auxílio financeiro para realização da viagem de campo para coleta de dados; ao IEF pela concessão da licença de pesquisa e hospedagem no Parque Estadual do Rio Preto; ao Sr. Newton Rodrigues (técnico

do CRAD/UnB), Sra. Juliana Silvestre Silva (Pós-graduanda em Botânica - UnB) e Sr. José Hermínio Inácio (Seu Deco, funcionário do PERP) pelo auxílio nos trabalhos de campo e ao Inmet pelo fornecimento dos dados climáticos.

Referências bibliográficas

Amaral, A.G.; Pereira, F.F.O. & Munhoz, C.B.R. 2006. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF. **Cerne 12**(4): 350-359.

Anderson, S. 1994. Area and endemism. **The Quarterly Review of Biology 69**(4): 451-471.

Andrade, L.A.Z.; Felfili, J.M. & Violatti, L. 2002. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília – DF. **Acta Botanica Brasilica 16**: 225-240.

APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classication for the orders and families of owering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society 141**: 399-436.

Araújo, A.O.; Souza, V.C. & Chautms, A. 2005. Gesneriaceae da Cadeia do Espinhaço de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 38**(1): 109-135.

Assunção, S.L. & Felfili, J.M. 2004. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF, Brasil. **Acta Botanica Brasilia 18**: 903-909.

Balduino, A.P.C.; Souza, A.L.; Meira Neto, J.A.A.; Silva, A.F. & Silva Júnior, M.C. 2005. Fitossociologia e análise comparativa da composição florística do cerrado da Flona de Paraopeba-MG. **Revista Árvore 29**: 25-34.

Begon, M.; Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1999. **Ecología: individuos, poblaciones y comunidades**. Barcelona, Ediciones Omega S.A.

Brown, J.H. & Lomolino, M.V. 2006. **Biogeografia**. Ribeirão Preto, FUNPEC Editora.

Carvalho, F.A.; Nascimento, M.T. & Oliveira-Filho, A. 2008. Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 22**: 929-940.

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**(9): 147-178.

Drummond, G.M.; Martins, C.S.; Machado; A.B.M.; Sebaio, F.A. & Antonini, Y. 2005. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas.

Durigan, G.; Nishikawa, D.L.L.; Rocha, E.; Silveira, E.R.; Pulitano, F.M.; Regalado, L.B.; Carvalhaes, M.A.; Paranaguá, P.A. & Ranieri, V.E.L. 2002. Caracterização de dois

estratos de vegetação em uma área de cerrado no município de Brotas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 16**(3): 251-262.

Felfili, J.M. 2001. Distribuição de diâmetros de quatro áreas de cerrado *sensu stricto* na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Pp. 57-61. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de Cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília - DF. **Acta Botanica Brasilica 2**: 85-104.

Felfili, J.M. & Imaña-Encinas, J. 2001. Suficiência da amostragem no cerrado *sensu stricto* das quatro áreas estudadas na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Pp. 31-35. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M. & Fagg, C.W. 2007. Floristic composition, diversity and structure of the "cerrado" *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica 30**: 375-385.

Fefili, J.M.; Haridassan, M.; Mendonça, R.C.; Filgueiras, T.S.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.1994. Projeto biogeografia do bioma Cerrado: vegetação & solos. **Cadernos de Geociências 12**: 75-166.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Nogueira, P.E.; Walter B.M.T.; Felfili, M.C., Silva, M.A. & Encinas, J.I. 1997. Comparação florística e fitossociológica do cerrado nas Chapadas Pratinha e dos Veadeiros. Pp. 6-11. In: L.L. Leite & C.H. Saito (eds.) **Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado**. Brasília, Editora Universidade de Brasília.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Rezende, A.V.; Nogueira, P.E.; Walter, B.M.; Silva, F.C. & Salgado, M.A.S. 2001. Fitossociologia da vegetação arbórea. Pp. 35-56. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Fagg, C.W.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology 175**: 37-46.

Felfili, J.M.; Carvalho, F.A. & Haidar, R.F. 2005. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Rezende, A.V.; Silva Júnior, M.C; Silva, P.E.N.; Walter, B.M.T.; Encimas, J.I. & Silva, M.A. 2007. Fitossociologia da vegetação arbórea. Pp. 45-96. In: J.M. Felfili; A.V. Rezende & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma Cerrado: Vegetação e solos da Chapada dos Veadeiros**. Brasília, Editora da Universidade de Brasília.

Felfili, J.M.; Felfili, M.C.; Nogueira, P.E.; Armas, J.F.S.; Farinas, M.R.; Nunes, M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V. & Fagg, C.W. 2008. Padrões fitogeográficos e sua relação com sistemas de terra no bioma Cerrado. Pp. 211-228. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Fonseca, M.S. & Silva Júnior, M.C. 2004. Fitossociologia e similaridade florística entre trechos de cerrado sentido restrito em interflúvio e em vale no Jardim Botânico de Brasília, DF. **Acta Botanica Brasilica 18**: 19-29.

França, F. 2010. *Vochysiaceae*. In: **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. (*http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/FB103470*).

Giulietti, A.M.; Pirani, J.R. & Harley, R.M. 1997. Espinhaço Range Region, Eastern Brazil. Pp. 397-404. In: S.D. Davis; V.H. Heywood; O. Hererra-Macbryde; Villa-Lobos, J. & A.C. Hamilton. (eds.). **Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation**. v.3. Cambridge, IUCN Publication Unity.

Giulietti, A.M.; Harley, R.M.; Queiroz, L.P.; Wanderley, M.G.L. & Pirani, J.R. 2000. Caracterização e endemismos nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. Pp. 311-318. In: T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter (orgs.). **Tópicos atuais em Botânica**. Brasília, Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia.

Giulietti, A.M.; Rapini, A.; Andrade, M.J.G.; Queiroz, L.P. & Silva, J.M.C. 2009. **Plantas raras do Brasil**. Belo Horizonte, Conservação Internacional.

Gontijo, B.M. 2008. Uma geografia para a Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade 4**: 7-15.

Governo do Estado de Minas Gerais. 2004. **Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Preto**. Curitiba, STCP Engenharia de Projeto Ltda.

Harley, R.M. 1995. Introdução. Pp. 43-79. In: B.L. Stannard; Harvey, Y.B. & Harley, R.M. (eds.) **Flora of the Picos das Almas, Chapada Diamantina, Bahia, Brazil**. Kew, Royal Botanic Gardens.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2001. **Limites estaduais do Brasil**. Disponível em: http://mapas.mma.gov.br/cgi-bin/mapserv?map=/opt/www/html/webservices/biorregioes.Map&service=WMS#estadosl.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. **Mapa de biomas do Brasil**. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/biomas.pdf.

Kamino, L.H.Y.; Oliveira-Filho, A.T. & Stehmann, J.R. 2008. Relações florísticas entre as fitofisionomias florestais da Cadeia do Espinhaço, Brasil. **Megadiversidade 4**: 40-49.

Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation description and analysis**. London, Belhaven Press.

Kurtz, B.C. & Araújo, D.S.D. 2000. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia 51**: 69-112.

Magurran, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blakwell Publishing.

Mc Cune, B. & Grace, J.B. 2002. **Analysis of ecological communities**. Oregon, MjM Software Design.

McCune, B. & M.J. Mefford. 2006. **PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 5.10. Gleneden Beach, Oregon, U.S.A., MjM Software.

Méio, B.B.; Freitas, C.V.; Jatobá, L.; Silva, M.E.F.; Ribeiro, J.F. & Henriques, R.P.B. 2003. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação de cerrado *sensu stricto*. **Revista Brasileira de Botânica 26**: 437-444.

Meira Neto, J.A.A. & Saporetti Júnior, A.W. 2002. Parâmetros fitossociológicos de um cerrado no Parque Nacional da Serra do Cipó, MG. **Revista Árvore 26**: 645-648.

Melo, E. 2000. Polygonaceae da Cadeia do Espinhaço, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 14**(3): 273-300.

Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Silva Júnior, M.C.; Filgueiras, T.S.; Nogueira, P.E. & Fagg, C.W. 2008. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. Pp. 423-1279. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 2. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Mendonça Filho, C.V. 2005. Vegetação. Pp. 119-135 In: A.C. Silva; L.C.S.F. Pedreira & Abreu, P.A.A. (eds.). **Serra do Espinhaço Meridional: paisagens e ambientes**. Belo Horizonte, O Lutador.

Miranda, S.C.; Silva Júnior, M. C. & Salles, L.A. 2007. A comunidade lenhosa de cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. **Heringeriana 1**: 43-53.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2006. **Mapa de Unidades de Conservação do Brasil**. Disponível em: http://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/metadata.show?id=241.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2008. **Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização – Portaria MMA no 09, de 23 de janeiro de 2007**. Brasília, MMA.

Moreno, M.R.; Nascimento, M.T. & Kurtz, B.C. 2003. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. **Acta Botanica Brasilica 17**(3): 371-386.

Moura, I.O.; Gomes-Klein, V.L.; Felfili, J.M. & Ferreira, H.D. 2007. Fitossociologia da comunidade lenhosa de uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás. **Revista de Biologia Neotropical 4**: 83-100.

Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York, John Wiley & Sons.

Neves. S.C.; Abreu, P.A.A. & Fraga, L.M. 2005. Fisiografia. Pp. 45-58. In: A.C. Silva; L.C.S.F. Pedreira & Abreu, P.A.A. (eds.). **Serra do Espinhaço Meridional: paisagens e ambientes**. Belo Horizonte, O Lutador.

Odum, E.P. 1988. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Editora Guanabara Koogan S.A.

Oliveira, R.P.; Longhi-Wagner, H.M. & Giulietti, A.M. 2002. O gênero *Ichnanthus* P. Beauv. (Poaceae) na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 17**(1): 49-70.

Oliveira-Filho, A.T. 1994. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne 1**(1): 64-72.

Oliveira-Filho, A. & Fontes, M.A. 2000. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica 32**: 793-810.

Pinto, J.R.R.; Lenza, E. & Pinto, A.S. 2009. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica 32**: 1-10.

Rapini, A.; Mello-Silva, R. & Kawasaki, M.L. 2002. Richness and endemism in Asclepiadoideae (Apocynaceae) from the Espinhaço Range of Minas Gerais, Brazil – a conservationist view. **Biodiversity and Conservation 11**: 1733-1746.

Rapini, A.; Andrade, M.J.G.; Giulietti, A.M.; Queiroz, L.P. & Silva, M.C. 2009. Introdução. Pp. 21-35. In: A.M. Giulietti; A. Rapini; M.J.G. Andrade, L.P. Queiroz & J.M.C. Silva (orgs.). **Plantas raras do Brasil**. Belo Horizonte, Conservação Internacional.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brasilian cerrado vegetation III: Comparison of the wood vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany 60**: 57-109.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2006. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrados. Pp: 31-66. In: R.T. Pennington; G.P.Lewis & J.A. Ratter (eds.). **Neotropical Savannas and Dry Forests: diversity, biogeography and conservation**. Boca Raton, Taylor & Francis Group.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 153-212. In: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica.

Rizzini, C.T. 1963. A flora do cerrado: análise florística das savannas centrais. Pp: 126-177. In: M.G. Ferri (org.). **Simpósio sobre o cerrado**. São Paulo, Edusp.

Rolim, S.G.; Couto, H.T.Z. & Jesus, R.M. 1999. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis 55**: 49-69.

Saporetti Júnior, A.W.; Meira Neto, J.A.A. & Almado, R.P. 2003. Fitossociologia de cerrado sensu stricto no município de Abaeté-MG. **Revista Árvore 27**: 413-419.

Stehmann, J.R.; Forzza, R.C.; Salino, A.; Sobral, M.; Costa, D.P. & Kamino, L.H.Y. 2009. **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro, Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

Spiegel, M.P. 1976. **Estatística**. São Paulo, McGraw-Hill.

Tabela 1. Características dos solos, número de espécies (S), densidade de indivíduos vivos (N), porcentagem de indivíduos mortos em pé, área basal de indivíduos vivos (Gi), índice de diversidade de Shannon (H') e índice de equabilidade de Pielou (J'), em áreas de cerrado *sensu stricto*. Onde: DB (30 cm) = diâmetro medido à 30 cm do solo e DNS = diâmetro medido ao nível do solo. * Áreas utilizadas na análise de similaridade florística (Fig. 5).

Local	**Características dos solos**	**S**	**N (ind ha^{-1})**	**Mortos (%)**	**Gi (m^2 ha^{-1})**	**H'**	**J'**	**Metodologia**
A1. Parque Estadual do Rio Preto, MG (este estudo)*	Solos Litólicos com afloramentos rochosos de quartzito	42	489	7,03	8,39	3,08	0,82	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
A2. Parque Estadual dos Pireneus, GO (Moura *et al*. 2007)*	Solos Litólicos arenosos com afloramentos rochosos de quartzito	56	461	9	3,48	3,33	0,82	DB (30cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Fazenda Sucupira, DF (Amaral *et al*. 2006)	Solo raso, arenoso e laterítico com afloramentos rochosos de quartzito	51	607	3,80	3,58	3,08	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
A3. Cocalzinho de Goiás, GO (Pinto *et al*. 2009)*	Neossolo Quartzarênico com afloramentos rochosos de quartzito	65	674	-	5,67	3,45	0,83	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
A4. Serra Dourada, GO (Miranda et al. 2007)*	Solos Litólicos formados por micaxistos, quartzitos e filitos, pouco profundos e arenosos	54	1.112	2,2	6,92	3,13	0,79	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Norte de Goiás e sul do Tocantins (Felfili & Fagg 2007)	Solos rochosos e concrecionários	87	796	4,71	8,09	2,87	0,78	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 16 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1,6 ha
A5. Parque Nacional de Brasília, DF (Felfili *et al.* 1994)*	Latossolo	55	894	13,71	7,45	3,34	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Paracatu, MG (Felfili *et al.* 1994)	Latossolo	60	624	6,02	5,50	3,53	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
A6. Silvânia, GO (Felfili *et al.* 1994)*	Latossolo	68	1.287	6,10	10,71	3,31	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
A7. Patrocínio, MG (Felfili *et al.* 1994)*	Latossolo	68	941	5,20	5,40	3,11	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
APA Gama-Cabeça de Veado, DF (Felfili *et al.* 1994)	Latossolo	66	1.315	5,67	9,87	3,56	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF (Felfili *et al.* 1994)	Latossolo	72	1.326	5,11	10,02	3,62	-	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Centro Olímpico da UnB na APA do Paranoá, DF (Assunção & Felfili 2004)	Latossolo	54	818	7,26	8,97	3,41	-	DB (30cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha

continua...

Continuação Tab. 1.

Local	Características dos solos	S	N (ind ha^{-1})	Mortos (%)	Gi (m^2 ha^{-1})	H'	J'	Metodologia
A8. Alto Paraíso, GO (Felfili *et al*. 2007)*	Solos Litólicos arenosos com afloramentos rochosos de quartzito, Neossolo Quartzarenico, Latossolo	92	884	6,36	7,65	3,44	0,76	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
A9. Serra da Mesa, GO (Felfili *et al*. 2007)*	Cambissolos concrecionários	91	951	6,66	9,20	3,57	0,79	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Serra Negra, GO (Felfili *et al*. 2007)	Cambissolos concrecionários	97	1.196	5,93	9,19	3,58	0,78	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
PARNA Chapada dos Veadeiros, GO (Felfili *et al*. 2007)	Solos Litólicos arenosos com afloramentos de rochas arenitos	85	1.016	8,36	8,21	3,57	0,81	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Vila Propício, GO (Felfili *et al*. 2007)	Solos Litólicos concrecionários	82	801	3,59	7,02	3,71	0,84	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
A10. Correntina, BA (Felfili *et al.* 2001)*	Nessolo Quartzarênico	66	646	5,83	5,72	3,56	0,85	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
A11. São Desidério, BA (Felfili *et al.* 2001)*	Neossolo Quartzarênico e Latossolo	67	764	8,50	7,79	3,56	0,84	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
A12. Formosa do Rio Preto, BA (Felfili *et al.* 2001)*	Nessolo Quartzarênico	68	603	3,98	7,17	3,73	0,88	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG (Felfili *et al.* 2001)	Neossolo Quartzarênico e solos concrecionários	67	778	5,70	8,47	3,44	0,81	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha
A13. Brotas, SP (Durigan *et al*. 2002)*	Neossolo Quartzarênico	44	1.150	-	7,18	3,02	0,80	DB (50 cm) ≥ 5 cm, em 50 parcelas de 10 × 10 m, totalizando 0,5 ha
A14. Abaeté, MG (Saporetti Júnior *et al*. 2003)*	Latossolo	85	4.463,3	-	29,97	3,5	0,80	DNS ≥ 10 cm, em 15 parcelas de 10 × 20 m, totalizando 0,3 ha
A15. Parque Nacional da Serra do Cipó, MG (Meira Neto & Saporetti Júnior 2002)*	Latossolo	44	2.977,9	-	14,97	-	-	DNS ≥ 10 cm, em 12 parcelas de 10 × 15 m, totalizando 0,18 ha
A16. Paraopeba, MG (Balduíno *et al*. 2005)*	Latossolo	73	1.813	8,89	16,42	3,57	0,83	DB (30 cm) ≥ 5 cm, em 10 parcelas de 20 × 50 m, totalizando 1 ha

Tabela 2. Parâmetros descritores da estrutura da comunidade em ordem decrescente do valor de importância (VI), para as espécies lenhosas (DAS ≥ 5 cm) amostradas em área de cerrado rupestre (10 parcelas de 20 × 50 m), no Parque Estadual do Rio Preto, MG. Onde: DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DR = dominância relativa; Amp = ampla distribuição no cerrado *sensu lato*; Res = distribuição restrita no cerrado *sensu lato* e Rup = distribuição restrita a ambientes rupestres.

ESPÉCIES	**FAMÍLIAS**	**DA (n ha^{-1})**	**DR (%)**	**FA**	**FR (%)**	**DoA (m^2 ha^{-1})**	**DoR (%)**	**VI**	**Distribuição**
Pterodon pubescens (Benth.) Benth.	Fabaceae	40	8,18	80	6,06	2,0128	23,99	38,23	Amp
Kielmeyera rubriflora Cambess.	Clusiaceae	91	18,61	80	6,06	1,1292	13,46	38,13	Amp
Geissospermum laeve (Vell.) Miers	Apocynaceae	24	4,91	50	3,79	1,4589	17,38	26,08	Res
Eremanthus incanus (Less.) Less.	Asteraceae	38	7,77	80	6,06	0,2172	2,59	16,42	Res
Qualea dichotoma (Mart.) Warm.	Vochysiaceae	23	4,70	90	6,82	0,3958	4,72	16,24	Res
Terminalia fagifolia Mart.	Combretaceae	23	4,70	50	3,79	0,5963	7,11	15,60	Amp
Plathymenia reticulata Benth.	Fabaceae	20	4,09	90	6,82	0,1330	1,59	12,49	Amp
Lafoensia pacari A. St.-Hil.	Lythraceae	23	4,70	70	5,30	0,2039	2,43	12,44	Amp
Qualea parviflora Mart.	Vochysiaceae	26	5,32	40	3,03	0,2706	3,22	11,57	Amp
Schwartzia adamantium (Cambess.) Bedel ex Giraldo-Cañas	Marcgraviaceae	16	3,27	50	3,79	0,2648	3,16	10,22	Rup
Byrsonima coccolobifolia Kunth	Malpighiaceae	16	3,27	70	5,30	0,0775	0,92	9,50	Amp
Dalbergia miscolobium Benth.	Fabaceae	20	4,09	40	3,03	0,1697	2,02	9,14	Amp
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	16	3,27	50	3,79	0,1671	1,99	9,05	Amp
Kielmeyera lathrophyton Saddi	Clusiaceae	11	2,25	50	3,79	0,1584	1,89	7,92	Res
Callisthene minor Mart.	Vochysiaceae	18	3,68	30	2,27	0,1491	1,78	7,73	Res
Vochysia discolor Warm.	Vochysiaceae	6	1,23	20	1,52	0,2559	3,05	5,79	Res
Kielmeyera coriacea Mart. & Zucc.	Clusiaceae	10	2,04	30	2,27	0,0903	1,08	5,39	Amp
Xylopia aromatica (Lam.) Mart.	Annonaceae	10	2,04	20	1,52	0,0835	1,00	4,56	Amp
Himatanthus obovatus (Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	7	1,43	30	2,27	0,0533	0,64	4,34	Amp
Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne	Fabaceae	4	0,82	20	1,52	0,0712	0,85	3,18	Amp
Bowdichia virgilioides Kunth	Fabaceae	4	0,82	20	1,52	0,0505	0,60	2,93	Amp
Hancornia speciosa B.A. Gomes	Apocynaceae	4	0,82	20	1,52	0,0305	0,36	2,70	Amp
Miconia ferruginata DC.	Melastomataceae	3	0,61	20	1,52	0,0258	0,31	2,44	Amp
Schefflera macrocarpa (Cham. & Schltdl.) Frodin	Araliaceae	3	0,61	20	1,52	0,0188	0,22	2,35	Amp
Qualea multiflora Mart.	Vochysiaceae	3	0,61	20	1,52	0,0145	0,17	2,30	Amp
Annona crassiflora Mart.	Annonaceae	2	0,41	20	1,52	0,0247	0,29	2,22	Amp

continua...

Continuação Tab. 2.

ESPÉCIES	FAMÍLIAS	DA (n ha^{-1})	DR (%)	FA	FR (%)	DoA (m^2 ha^{-1})	DoR (%)	VI	Distribuição
Diospyros hispida A. DC.	Ebenaceae	3	0,61	10	0,76	0,0522	0,62	1,99	Amp
Leptolobium dasycarpum Vogel	Fabaceae	4	0,82	10	0,76	0,0278	0,33	1,91	Amp
Caryocar brasiliense Cambess.	Caryocaraceae	3	0,61	10	0,76	0,0282	0,34	1,71	Amp
Diospyros sericea A. DC.	Ebenaceae	2	0,41	10	0,76	0,0397	0,47	1,64	Res
Mouriri pusa Gardner	Melastomataceae	2	0,41	10	0,76	0,0300	0,36	1,52	Amp
Machaerium opacum Vogel	Fabaceae	3	0,61	10	0,76	0,0127	0,15	1,52	Amp
Stryphnodendron adstringens (Mart.) Coville	Fabaceae	2	0,41	10	0,76	0,0070	0,08	1,25	Amp
Guapira noxia (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	1	0,20	10	0,76	0,0209	0,25	1,21	Amp
Pouteria gardneriana (A. DC.) Radlk.	Sapotaceae	1	0,20	10	0,76	0,0143	0,17	1,13	Res
Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	Euphorbiaceae	1	0,20	10	0,76	0,0133	0,16	1,12	Res
Ouratea castaneifolia (DC.) Engl.	Ochnaceae	1	0,20	10	0,76	0,0064	0,08	1,04	Res
Handroanthus ochraceus (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	1	0,20	10	0,76	0,0044	0,05	1,01	Amp
Eremanthus glomerulatus Less.	Asteraceae	1	0,20	10	0,76	0,0030	0,04	1,00	Res
Erythroxylum deciduum A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	1	0,20	10	0,76	0,0030	0,04	1,00	Amp
Aspidosperma tomentosum Mart.	Apocynaceae	1	0,20	10	0,76	0,0028	0,03	1,00	Amp
Roupala montana Aubl.	Proteaceae	1	0,20	10	0,76	0,0028	0,03	1,00	Amp
TOTAL		**489**	**100**	**1.320**	**100**	**8,3919**	**100**	**300**	
Mortas		37	7,03	100	7,04	0,5581	6,24	20,31	
Total com mortas		526	100	1.420	100	8,9500	100	300	

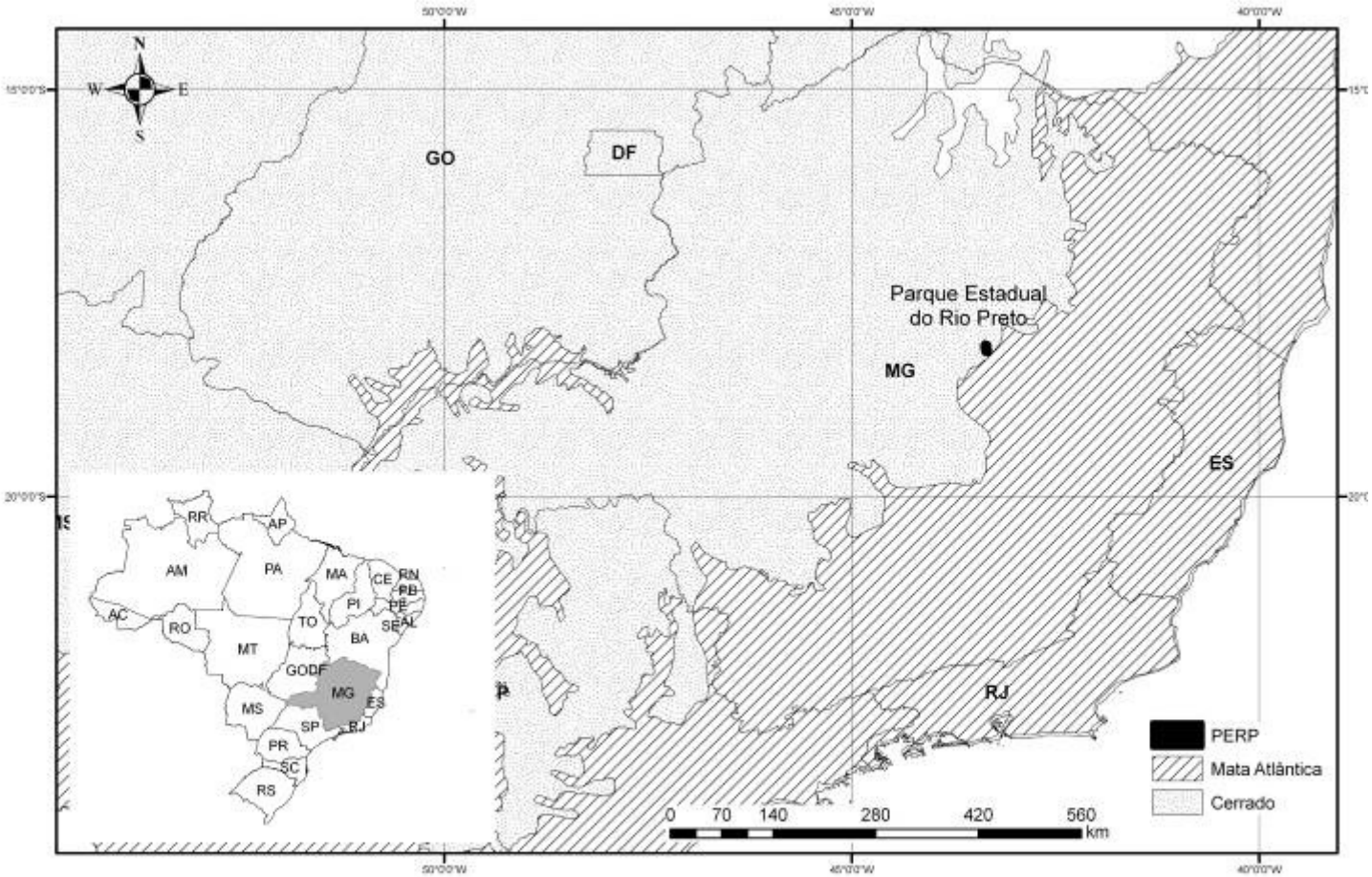

Figura 1. Localização do Parque Estadual do Rio Preto, no estado de Minas Gerais, Brasil, indicando sua localização marginal no bioma Cerrado. (Fontes: IBGE 2001; 2004; MMA 2006)

Figura 2. Área de estudo, Parque Estadual do Rio Preto, MG. 2A e 2B. Visão geral da área de estudo, evidenciando o mosaico de fitofisionomias. 2C e 2D. Detalhe da área de estudo, com indivíduos crescendo entre rochas. 2E. Medição de diâmetro de indivíduo. 2F. Coleta de material botânico. Fotos de Iona'i Ossami de Moura.

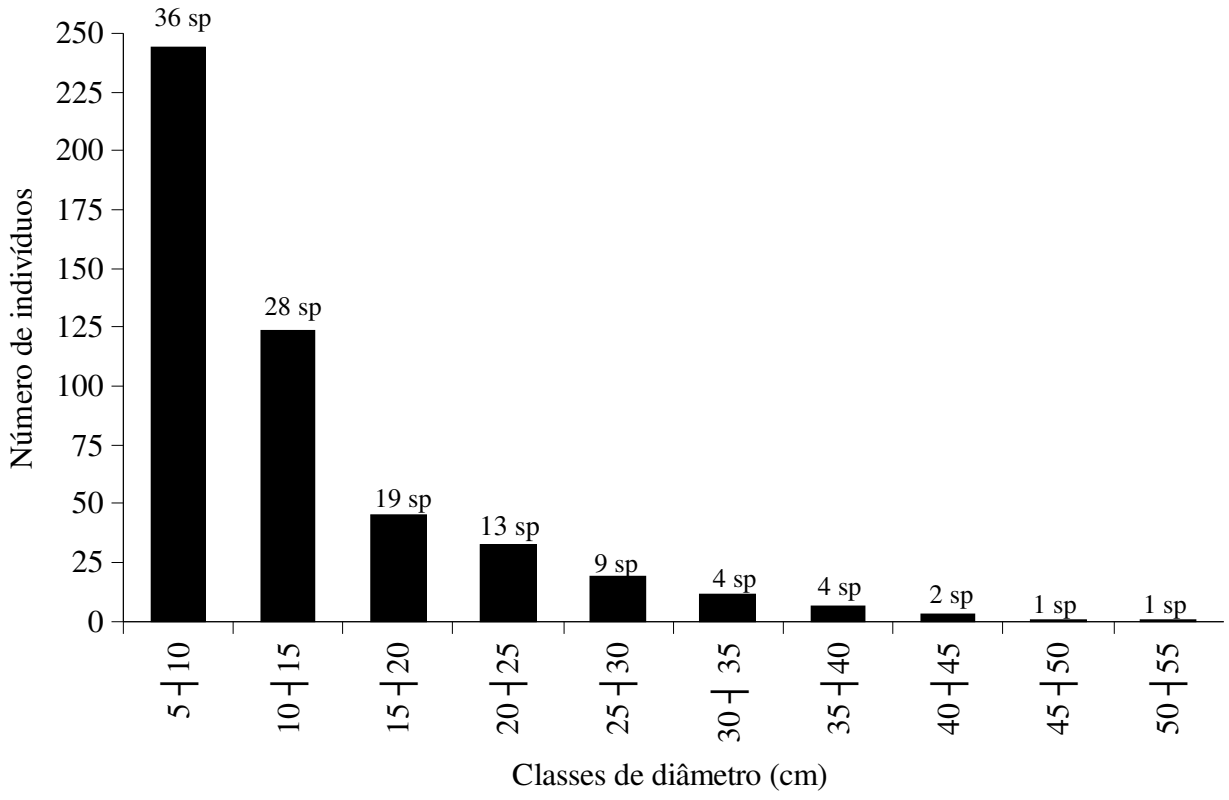

Figura 3. Distribuição por classes de diâmetro dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre no Parque Estadual do Rio Preto, Minas Gerais. Os números sobre as barras indicam o número de espécies em cada classe diamétrica.

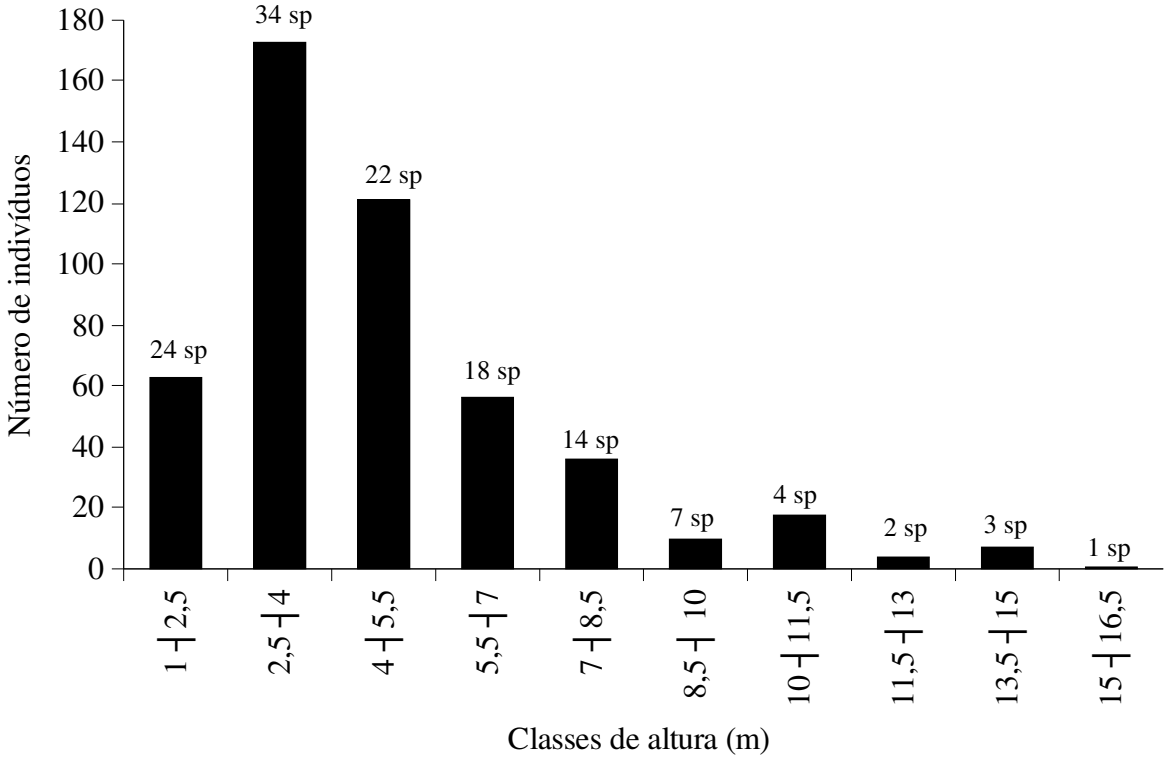

Figura 4. Distribuição por classes de altura dos indivíduos amostrados em área de cerrado rupestre no Parque Estadual do Rio Preto, Minas Gerais. Os números sobre as barras indicam o número de espécies em cada classe de altura.

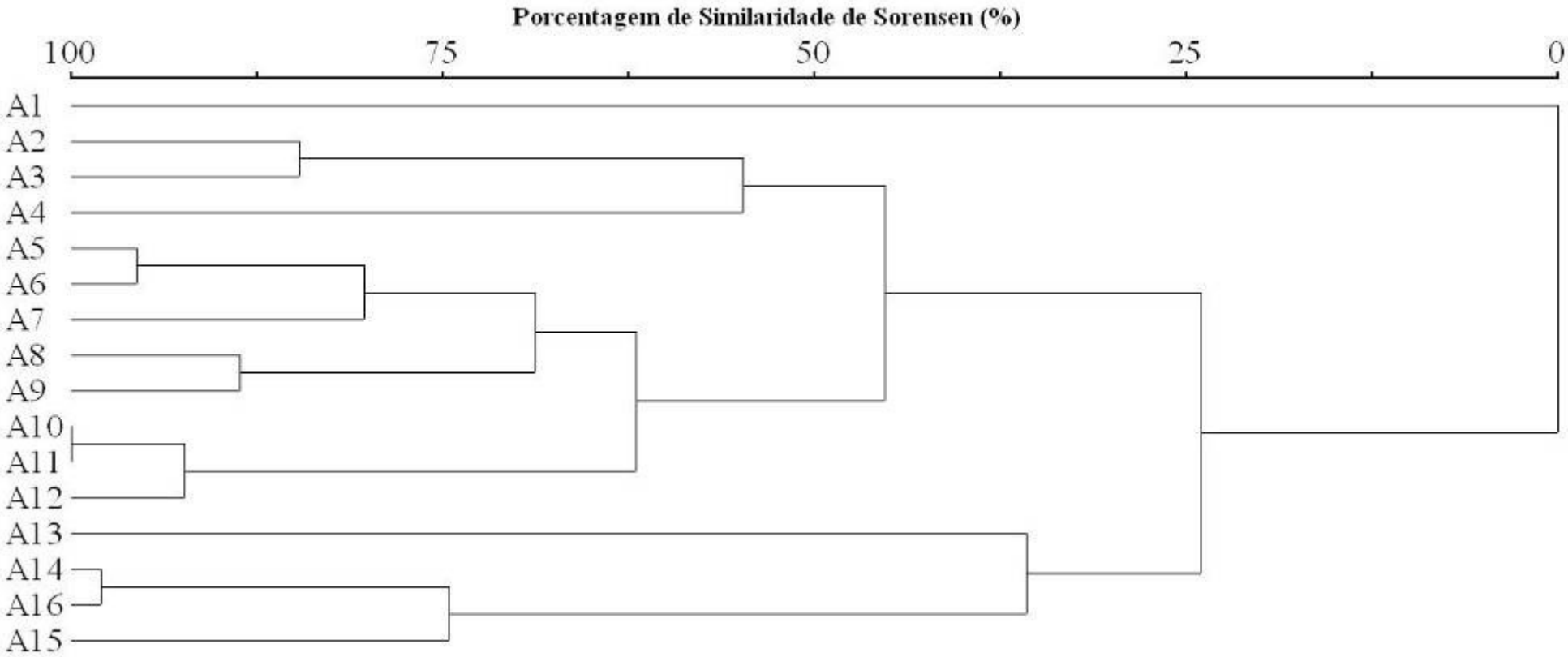

Figura 5. Dendrograma de similaridade florística obtido pelo método de médias ponderadas por grupo (UPGMA) e aplicado ao coeficiente de Sørensen para flora lenhosa amostrada em 16 áreas de cerrado *sensu stricto*. Onde: A1= Parque Estadual do Rio Preto - MG (PERP), A2 = Parque Estadual dos Pireneus - GO, A3 = Cocalzinho de Goiás - GO, A4 = Serra Dourada - GO, A5 = Parque Nacional de Brasília - DF, A6 = Silvânia - GO, A7 = Patrocínio - MG, A8 = Alto Paraíso - GO, A9 = Serra da Mesa - GO, A10 = Correntina - BA, A11 = São Desidério - BA, A12 = Formosa do Rio Preto - MG, A13 = Brotas - SP, A14 = Abaeté - MG, A15 = Parque Nacional da Serra do Cipó - MG, A16 = Paraopeba - MG. Ver descrição das áreas na Tab. 1.

Capítulo 5

Cerrado rupestre: caracterização, relações florísticas e influência de variáveis ambientais

RESUMO - (Cerrado rupestre: caracterização, relações florísticas e influência de variáveis ambientais) Este capítulo teve por objetivos caracterizar o cerrado rupestre do ponto de vista fitogeográfico, determinando padrões de riqueza, diversidade e estrutura, bem como investigar as relações entre a vegetação lenhosa e as variáveis ambientais que influenciam na variação florística e estrutural das comunidades. Foram utilizados dados de levantamentos da vegetação lenhosa de oito áreas de cerrado rupestre: Parque Nacional de Sete Cidades (PI); Parque Estadual do Rio Preto (MG); Cáceres (MT); duas áreas no Parque Estadual dos Pireneus (GO); Cocalzinho de Goiás (GO); Serra Dourada (GO) e Fazenda Sucupira (DF). Todas as áreas foram amostradas sob o mesmo método: em cada área foram estabelecidas 10 parcelas de 20 × 50 m de extensão, onde foram medidos todos os indivíduos encontrados no interior das parcelas com diâmetro à 30 cm do solo - DB ≥ 5 cm. Foram coletados dados ambientais para cinco dessas áreas: variáveis químicas e físicas do solo; precipitação média anual; temperaturas máxima, mínima e média anual; número de meses secos; altitude; tipo de rocha e percentual de rochosidade. As áreas de cerrado rupestre apresentaram diferenciações na distribuição da flora. Esta variação provavelmente foi ocasionada pela localização geográfica das áreas, que podem ser influenciadas pelos biomas vizinhos e também por variações ambientais, especialmente temperatura mínima e fertilidade, textura e acidez dos solos. A florística nas áreas de cerrado rupestre foi formada por pequeno número de espécies peculiares de áreas rupestres (2,2% do total de espécies), por grande número de espécies de distribuição mais restrita (49,7%) e de ampla distribuição (48,1%) no cerrado *sensu lato*. Dentre as espécies que não são exclusivas de ambientes rupestres constam aquelas típicas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos e também de ambientes florestais, provavelmente em função da distribuição em mosaicos das áreas de cerrado rupestre, como ilhas de vegetação em meio às outras fitofisionomias, e também das características de micro-habitats ocasionadas pelos afloramentos rochosos. A diversidade alfa foi similar à do cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, porém a estrutura da vegetação lenhosa apresentou grandes variações em termos de densidade e área basal por hectare.

Palavras-chave: afloramentos rochosos, Cerrado, fitogeografia, relações solo-vegetação, vegetação lenhosa.

ABSTRACT - (Rocky soil savanna: characterization, floristic composition and influence of environmental variables). This chapter aims to characterize the rocky soil savanna in a phytogeographical standpoint, determining patterns of richness, diversity and structure. Also investigate the relationships between woody vegetation and environmental variables that influence the floristic and structural variation of communities. We used data from eight woody stratum surveys in areas of rocky soil savanna located in the following areas: Parque Nacional de Sete Cidades (PI); Parque Estadual do Rio Preto (MG); Cáceres (MT); two sites at the Parque Estadual dos Pireneus (GO); Cocalzinho de Goiás (GO); Serra Dourada (GO) and Fazenda Sucupira (DF). All sites were sampled using the same method: ten 20 × 50 m plots (1000 m^2) were placed at each study site and each individual with D30 > 5 cm was measured for diameter and height and identified to the species level. We sampled environmental data for five of the areas: chemical and physical soil variables, mean annual precipitation, temperature, maximum and minimum annual average, number of dry months, altitude, rock type and percentage of rocks. The rocky soil savanna showed differentiation in flora distribution. This variation was probably caused by site location influenced by neighboring biomes and also by environmental variables, especially minimum temperature, soil fertility, texture and acidity. Floristically these rocky soil savanna sites was composed by a small number of species unique to rocky environments (2.2% of total species), a reasonable number of widely distributed species in the cerrado *sensu lato* (48.1%) and species of more restricted distribution in the cerrado *sensu lato* (49.7%). Among species that are not unique to rocky environments are those typical of deep soils cerrado *sensu stricto* and also from forest environments. This is probably due to the mosaic rocky soil savanna distribution, characterized as islands of vegetation in the midst of other vegetation types, and also the microhabitats caused by rock outcrops. Alpha diversity was similar to deep soil cerrado *sensu stricto*, however the woody vegetation structure showed large variations, regarding density and basal area per hectar.

Key words: Cerrado, phytogeography, plant-soil relationship, rock outcrops, woody vegetation.

Introdução

São diversos os fatores que influenciam o estabelecimento de espécies em um dado local. De acordo com Brown & Lomolino (2006) a amplitude da distribuição geográfica das espécies está ligada ao seu nicho, ou seja, ela ocorre onde as condições ambientais são adequadas e fora de áreas onde um ou mais recursos essenciais ou condições necessárias não estão presentes. Assim, vários fatores abióticos podem limitar a amplitude de distribuição das espécies, tais como elementos geofísicos e atmosféricos, assim como fatores bióticos, como as interações entre os organismos (Fernandes 1998). O que faz com que certas espécies cresçam juntas num mesmo ambiente, formando uma comunidade, é o fato de possuírem requerimentos similares para sua existência em termos ambientais, tais como luz, temperatura, água, drenagem e nutrientes do solo (Kent & Coker 1992).

No Brasil, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 2004) identificou seis biomas, conceituando-os como conjuntos de vida (vegetal e animal) constituídos pelo agrupamento de tipos de vegetação contíguos e identificáveis em escala regional, com condições geoclimáticas similares e história compartilhada de mudanças, o que resulta em diversidade biológica própria. Entre os biomas brasileiros está o Cerrado, que por possuir grande extensão geográfica, cerca de 2,0 milhões de km^2, apresenta grande heterogeneidade florística e fisionômica (Mendonça *et al*. 2008; Ribeiro & Walter 2008). Constitui-se de um mosaico de diferentes formas de vegetação campestres, savânicas e florestais (*sensu* Ribeiro & Walter 2008), que variam principalmente de acordo com seguintes fatores: topografia, drenagem, nutrientes do solo e históricos de fogo na área (Eiten 1972; Furley 1999). Além desses fatores, as flutuações climáticas do Quaternário também são consideradas como importantes na distribuição da vegetação do Cerrado (Eiten 1972; Oliveira-Filho & Ratter 2002; Ribeiro & Walter 2008).

Trabalhos com bases fitogeográficas vêm sendo desenvolvidos no Cerrado (Ratter & Dargie 1992; Catro & Martins 1999; Durigan *et al*. 2003; Ratter *et al*. 2000; 2003; 2006), avaliando a distribuição de espécies lenhosas, sob diferentes metodologias, e detectaram padrões fitogeográficos na distribuição de espécies. Ratter & Dargie (1992) verificaram que a composição florística de 26 áreas de cerrado *sensu lato* variou em função da latitude, longitude e, principalmente, das características dos solos, se mesotróficos ou distróficos. Ratter *et al*. (2003; 2006) avaliaram a composição florística da vegetação lenhosa de 376 áreas de cerrado *sensu lato* e savanas amazônicas e identificaram sete grupos fitogeográficos. Para os autores, a área *core* do cerrado *sensu lato* é claramente um *continuum* e a variação geográfica existente baseia-se, principalmente, em fatores edáficos, climáticos e espaciais.

Ainda com enfoque no bioma, Castro & Martins (1999), com base em comparação florístico-geográfica em escala nacional e utilizando 145 listagens de espécies lenhosas de 78 localidades, afirmaram que existem diferenças florísticas entre o cerrado (*sensu lato*) do litoral e do Nordeste (baixa altitude), cerrado do Sudeste Meridional (média altitude) e cerrado do Planalto Central (alta altitude), constituindo três supercentros de biodiversidade. A separação destes supercentros ocorre em função de duas barreiras climáticas: polígono das secas e polígono das geadas; e também por cotas altimétricas de 400-500 m e 900-1000 m de altitude média que delimitam estes grandes centros, conferindo ao bioma padrão florístico lati-altitudinal.

No entanto, para estudos em escala regional, Felfili *et al*. (2004) afirmam que os gradientes fisiográficos como solo e relevo podem exercer maior influência nos padrões de diversidade beta na vegetação lenhosa do cerrado *sensu stricto* do que as variações latitudinais e longitudinais, especialmente em relação à densidade de espécies, devido à distribuição desigual dos indivíduos ao longo do bioma, associada às condições ambientais. A altitude também foi considerada fator importante na determinação da estrutura e da composição florística do cerrado da Chapada Pratinha, situada nos estados de Goiás, Minas Gerais e no Distrito Federal por Felfili *et al.* (1993).

Segundo Eiten (1972; 1994), as variações fisionômicas no bioma Cerrado estão associadas a três aspectos do substrato: fertilidade e teor de alumínio disponível, profundidade e grau de saturação da camada superficial ou subsuperficial. Para Haridasan (2001a) as diferentes fisionomias do Cerrado são conseqüências diretas dos gradientes de associação edáfica, juntamente com variações geomorfológicas. Ruggiero *et al*. (2002) encontraram clara correlação entre a textura dos solos, especialmente o teor de argila, os nutrientes do solo e a distinção entre as fisionomias de floresta estacional e de cerrado na Reserva Pé de Gigante, estado de São Paulo. Entretanto, os fatores edáficos não apontaram nenhuma distinção entre as fisionomias de cerrado *sensu lato* estudadas, ou seja, campo cerrado, cerrado *sensu stricto* e cerradão. Por outro lado, Lopes & Cox (1977) encontraram relação entre a densidade e altura da vegetação lenhosa e algumas propriedades químicas do solo em áreas de cerrado *sensu lato* nos estados de Minas Gerais, Goiás e no Distrito Federal. Já Oliveira-Filho & Fluminham-Filho (1999) apontaram a influência do regime de água no solo e do regime de incêndios na distribuição das cinco fitofisionomias que ocorrem no Parque Florestal Quedas do Rio Bonito (MG). Outros autores também apontaram a influência do fogo sobre as fitofisionomias do bioma, entre eles Eiten (1994), que cita que o fogo periódico, seja por causas naturais ou antrópicas, pode modificar as fisionomias naturais, tornando a camada lenhosa menos densa e mais baixa. De acordo com Miranda *et al*. (2002), um regime de fogo bianual altera as

fisionomias de cerrado *sensu stricto* e de campo sujo para formas ainda mais abertas, tendo as gramíneas como o principal componente do estrato herbáceo, favorecendo a ocorrência subsequente de incêndios mais intensos e freqüentes.

Alguns trabalhos têm sido realizados no Cerrado visando elucidar a relação entre a vegetação lenhosa e variáveis ambientais em escala local. Por exemplo, Fonseca & Silva Júnior (2004) detectaram que variações na topografia e no nível do lençol freático foram importantes na distinção de alguns padrões da comunidade de cerrado *sensu stricto*. Já Nascimento & Saddi (1992) verificaram que diferenças de diversidade, densidade e riqueza em espécies podem estar relacionadas a variações de fertilidade de solo entre áreas de cerrado *sensu stricto* na baixada Cuiabana, em Mato Grosso. Da mesma forma que Oliveira-Filho & Martins (1991) verificaram variações na composição florística e na estrutura comunitária e as relacionaram às mudanças nas propriedades físico-químicas dos solos e no nível do lençol freático em cinco áreas de cerrado em Mato Grosso. Em nível local, fatores como profundidade do solo, presença de lençol freático próximo à superfície, presença de cascalhos e concreções no perfil e fertilidade do solo podem influenciar a distribuição das fitofisionomias de Cerrado, assim como a própria florística e a estrutura comunitária (Haridasan 2007). Portanto, em escala local, vários fatores podem influenciar a florística, mas a influência dos fatores edáficos parece ser consenso.

Assim, diversos levantamentos da vegetação lenhosa em áreas de cerrado *sensu stricto* e das condições ambientais locais vêm sendo desenvolvidos, principalmente sobre Latossolos e, em menor escala, sobre Neossolo Quartzarênico. No entanto existe carência de estudos que investiguem a estrutura da vegetação lenhosa de cerrado rupestre e suas relações com fatores ambientais locais e regionais. Este capítulo teve por objetivos caracterizar áreas de cerrado rupestre do ponto de vista fitogeográfico, buscando determinar padrões de riqueza, diversidade e estrutura, e investigar a relação entre a vegetação lenhosa e as variáveis ambientais que influenciam na variação florística e na estrutura comunitária. Desta forma, procurou-se verificar se há fatores ambientais locais que podem ter influência sobre a distribuição das espécies no cerrado rupestre, local e regionalmente, proporcionando a ocorrência de espécies peculiares desses ambientes ou facilitando a entrada de espécies típicas do cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, ou ainda de outras fitofisionomias do bioma Cerrado.

Material e métodos

Áreas de estudo e amostragem da vegetação – Foram utilizados dados de oito estudos realizados em cerrado rupestre (Fig. 1 e Tab. 1). Três áreas foram amostradas próximas aos

limites do bioma Cerrado: uma em região com influência da Caatinga, no Parque Nacional de Sete Cidades - PI (PNSC), uma em região com influência da Mata Atlântica, no Parque Estadual do Rio Preto - MG (PERP), e outra em região com influência do Pantanal, na região de Cáceres - MT. Além disso, foram utilizados dados provenientes de outros estudos realizados no Brasil Central: Fazenda Sucupira, Brasília - DF (Amaral *et al*. 2006), duas áreas no Parque Estadual dos Pireneus - GO (PEP Três Picos e PEP Portal) (Moura 2006; Moura *et al*. 2007), Serra Dourada, Mossâmedes - GO (Miranda *et al*. 2007) e Cocalzinho de Goiás - GO (Pinto *et al*. 2009).

Todas as áreas foram amostradas seguindo a mesma metodologia, tal como indicado em Felfili *et al*. (2005). Em cada área foram estabelecidas 10 parcelas de 20 × 50 m, onde foram medidos todos os indivíduos encontrados no interior das parcelas com diâmetro igual ou superior a 5 cm, tomado a 30 cm da superfície do solo [DS(30 cm do solo) ≥ 5 cm]. As oito áreas em questão totalizam 80 parcelas, ou 8 ha disjuntos de cerrado rupestre. Foi elaborada listagem da composição florística onde as famílias botânicas estão classificadas de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003) e os nomes científicos e sinonímias botânicas foram consultados em Mendonça *et al*. (2008) e na página eletrônica do Missouri Botanical Garden (www.mobot.org).

Dados ambientais e geográficos – Para as áreas do Parque Nacional de Sete Cidades (PI), Parque Estadual do Rio Preto (MG), Cáceres (MT) e as duas áreas do Parque Estadual dos Pireneus (GO) foi avaliado o percentual de rochosidade de cada parcela usando a escala de Braun-Blanquet (Kent & Coker 1992) adaptada para caracterizar os percentuais de cobertura visível da área de cada parcela por rochas. Foram utilizados os seguintes índices para contemplar os intervalos de classes: 1 (0-25% de cobertura por rochas), 2 (26-50%), 3 (51-75%) e 4 (76-100%). Para essas mesmas áreas também foram coletadas cinco sub-amostras de solos da camada superficial (0-20 cm) de cada parcela de amostragem da vegetação, recolhidas a cada quadrante de 10 × 20 m. Estas sub-amostras foram homogeneizadas e daí retirada uma amostra composta (500g/parcela) (Sanzonowicz 2004).

As análises químicas e texturais dos solos das áreas do PERP, de Cáceres e as duas áreas do Parque Estadual dos Pireneus foram realizadas no Laboratório de Análise de Solo e Foliar da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos da Universidade Federal de Goiás, em Goiânia, obtendo-se as seguintes variáveis ambientais: teores de argila, silte, areia, Cu, Fe, Zn, Mn, matéria orgânica (MO), pH, P, K, Ca, Mg, H+Al, Al. A capacidade de troca de cátions (CTC), porcentagem de saturação de bases (V) e porcentagem de saturação por alumínio (M) foram calculadas conforme as equações propostas pela Embrapa (1997). As coletas do PNSC foram analisadas no Laboratório de Química Analítica da Embrapa

Cerrados, em Brasília, obtendo-se as mesmas variáveis ambientais. Os dois laboratórios utilizaram nas análises metodologia preconizada pela Embrapa (1997).

As coordenadas geográficas e altitude das três áreas aqui amostradas foram tomadas em campo a partir de GPS (*Global Positioning System*), e o tipo de rocha principal foi obtido com base na literatura (Baptista 1989; Seplan 2001; Governo do Estado de Minas Gerais 2004) (Tab. 1). As coordenadas geográficas, altitudes e tipo de rocha das demais áreas são as que constam nas respectivas publicações. Para a obtenção dos dados de temperatura e precipitação (Tab. 1) foi utilizada base de dados climáticos do Worldclim versão 1.4 (Hijmans *et al*. 2005), disponível em http://www.worldclim.org/, que usa a interpolação de dados observados em um período de cinquenta anos (1950-2000). Para calcular o número de meses secos utilizou-se o critério de Gaussen (1949 *apud* Rizzini 1997), que considera um mês seco quando a sua precipitação, em mm, é inferior ou igual ao dobro da temperatura média anual, em ^{o}C.

Para os dados das análises química e física dos solos das cinco áreas e suas altitudes foram calculados a amplitude, mediana e quartis, além de serem comparados pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (Zar 1996) para verificar possíveis diferenças entre as amostras, e pelo teste *a posteriori* de Student-Newman-Keuls (Zar 1996). Para avaliar uma possível influência de alguns fatores ambientais sobre a densidade de indivíduos lenhosos, foi realizado o teste de correlação de Spearman (Zar 1996). Foram testadas as correlações entre a densidade dos indivíduos das parcelas de cada área, além da densidade total de cada área, e a disponibilidade de nutrientes, expressa pela saturação por bases e pela capacidade de troca catiônica, para verificar alguma influência positiva da fertilidade do solo sobre a densidade de indivíduos. Além disso, o mesmo teste foi realizado para a densidade de indivíduos por parcelas e por áreas e o percentual de rochosidade, visando detectar alguma influência restritiva da cobertura rochosa sobre a densidade de indivíduos. Para essas análises foi utilizado o pacote estatístico BioEstat 5.0 (Ayres *et al*. 2007).

Classificação e ordenação dos dados – Com o objetivo de comparar a similaridade das oito áreas de cerrado rupestre, foi realizada, mediante o uso do programa PC-ORD (McCune & Mefford 2006), classificação florística hierárquica utilizando o algoritmo de médias ponderadas (UPGMA) aplicado aos índices de similaridade de Sørensen (Kent & Coker 1992). Como produto da análise de classificação foi produzido um dendrograma onde as áreas mais similares vão se agrupando progressivamente, facilitando a visualização dos resultados. Para esta análise foi preparada uma matriz com dados de presença e ausência de todas as espécies que ocorreram nas oito localidades estudadas. Foram excluídas as espécies

identificadas apenas em nível de gênero ou família, e as espécies com diferentes variedades foram consideradas apenas em nível de espécie.

Para avaliar a relação entre a vegetação do PNSC, PERP, Cáceres e das duas áreas do Parque Estadual dos Pireneus - GO com as respectivas variáveis ambientais foi realizada análise de correspondência canônica (CCA), utilizando o programa CANOCO for Windows versão 4.5 (ter Braak & Smilauer 2002). Para esta análise foram construídas duas matrizes: uma com a densidade absoluta de espécies e outra com as variáveis ambientais. Na matriz de espécies constaram aquelas que apresentaram 10 ou mais indivíduos, considerando a somatória das áreas, totalizando 80 espécies, e seus valores de densidade absoluta foram transformados pela expressão ln (DA + 1), onde DA é a densidade absoluta, para reduzir a discrepância de alguns valores (ter Braak 1995).

A matriz de variáveis ambientais incluiu todas as variáveis químicas e físicas do solo analisadas, além de precipitação, temperaturas máxima, mínima e média, número de meses secos, altitude, tipo de rocha e percentual de rochosidade. Os dados ambientais foram normalizados com base na média e desvio padrão da amostra, conforme sugerido por Felfili *et al*. (2007). Após análise preliminar, foram excluídas as variáveis ambientais auto-correlacionadas e que apresentaram fator de inflação de redundância iguais a zero ou superior a 20 e pouco correlacionadas com os eixos de ordenação (coeficiente de correlação < 0,3 no primeiro e segundo eixos), conforme recomendado por ter Braak & Smilauer (1998). Assim, restaram as seguintes variáveis na análise final: silte, Fe, K, Ca, Mg, pH e temperatura mínima. Para testar a relação entre os dois eixos de ordenação e as variáveis ambientais foi realizado o teste de significância de Monte Carlo (Leps & Smilauer 1999), pelo programa CANOCO for Windows versão 4.5 (ter Braak & Smilauer 2002).

Resultados

Caracterização florístico-estrutural – Nas oito áreas de cerrado rupestre comparadas foram amostrados 5.678 indivíduos distribuídos em 179 espécies, pertencentes a 110 gêneros e 48 famílias (Tab. 2). A área mais rica em espécies foi a de Cáceres, MT, seguida pelas de Goiás e Distrito Federal, PNSC - PI, e, por último, PERP - MG (Tab. 1). Já a densidade de espécies foi maior em duas áreas de Goiás (Serra Dourada e PEP Portal), seguidas pelas áreas de Cáceres, Cocalzinho de Goiás, Fazenda Sucupira, PERP, PEP Três Picos e PNSC. As áreas com maior área basal foram Cáceres, PEP Portal e PERP, seguidas por Serra Dourada, Cocalzinho de Goiás, PNSC, Fazenda Sucupira e PEP Três Picos. A porcentagem de indivíduos mortos ainda em pé registrados nessas áreas variou entre 2,20% a 12,04%, sendo o

maior valor atribuído à área do PEP Portal. As áreas com maior diversidade alfa, estimada pelo índice de diversidade de Shannon (H') foram PEP Portal, Cáceres e Cocalzinho de Goiás, e as de menor diversidade foram PERP e Fazenda Sucupira. O índice de equabilidade de Pielou variou de 0,79 a 0,87 entre as áreas.

As famílias amostradas com maior riqueza em espécies foram: Fabaceae (26), Vochysiaceae (14), Myrtaceae (13), Melastomataceae (11), Rubiaceae (8), Apocynaceae (8) e Malpighiaceae (7), por outro lado 16 famílias foram registradas com apenas uma espécie (Tab. 2). As famílias com maior número de indivíduos foram: Fabaceae (930), Vochysiaceae (915), Myrtaceae (495), Malpighiaceae (441), Melastomataceae (342), Clusiaceae (312) e Connaraceae (211). Duas famílias apresentaram apenas um indivíduo: Solanaceae e Urticaceae.

Das espécies amostradas, 27% foram encontradas em metade das áreas ou mais e 73% ocorreram em menos de metade das áreas. Muitas espécies foram encontradas em apenas uma das áreas, correspondendo a 81% do total de espécies registradas. Apenas *Hymenaea stigonocarpa* ocorreu em todas as áreas. As espécies que se destacaram em densidade, com mais de 100 indivíduos, foram: *Qualea parviflora* (379), *Andira vermifuga* (241), *Psidium myrsinoides* (204), *Tachigali paniculatum* (193), *Byrsonima coccolobifolia* (170), *Davilla elliptica* (150), *Anacardium occidentale* (143), *Byrsonima pachyphylla* (130), *Schwartzia adamantium* (118), *Kielmeyera rubriflora* (110), *Heteropterys byrsonimifolia* (108), *Kielmeyera coriacea* (105) e *Lafoensia pacari* (102). Por outro lado, 26 espécies apresentam apenas um indivíduo.

Caracterização ambiental - A amplitude latitudinal das áreas variou de 04º03' a 18º06' S, com o PNSC - PI no limite norte e PERP - MG no limite sul. A amplitude longitudinal foi de 41º41' a 57º36' W, tendo o PNSC - PI no limite leste e Cáceres - MT no limite oeste (Fig. 1 e Tab. 1).

As temperaturas mínimas entre as áreas variaram de 14,8 ^{o}C, no PERP a 20,8 ^{o}C, no PNSC, e as máximas entre 26,2 ^{o}C, no PEP Portal, a 32 ^{o}C, no PNSC. A precipitação média anual foi menor em Cáceres, com 1.302 mm, e maior no PEP Portal, com 1.559 mm (Tab.1). A área do PEP Portal, juntamente com PEP Três Picos, foram as que exibiram menor número de meses secos ao ano (4). O PNSC foi o que teve maior número de meses secos (6), apesar de não ter apresentado a menor precipitação total anual, o que indica que as chuvas ali se concentram mais em alguns meses do ano do que em outras áreas.

Os solos das cinco áreas estudadas são rasos (≤ 50 cm de profundidade) e, às vezes, difícil de serem encontrados e coletados. Segundo critérios da Embrapa (1997) e do IBGE

(2007), em geral, os solos das áreas do PERP, Cáceres, PEP Três Picos e Portal podem ser classificados como de textura franco-arenosa (baixos teores de argila e altos teores de areias) e extremamente ácidos (pH < 4,3), e os do PNSC de textura arenosa (teor de argila < 15% e de areia > 70%) e fortemente ácidos (pH variando entre 4,3-5,3). Segundos os mesmo critérios, os solos de todas as áreas se mostraram distróficos (saturação por bases < 50%), e nas áreas do PNSC, PEP Três Picos e PEP Portal eles também podem ser classificados como álicos (saturação por alumínio ≥ 50% e teor de alumínio extraível > 0,5 cmolc kg^{-1}).

O teste de Kruskal-Wallis detectou diferenças significativas para todas as variáveis testadas ($p << 0,05$). Com relação às variáveis edáficas texturais (Fig. 2), observa-se que todas as áreas são predominantemente arenosas, com maior teor de areia no PNSC e menor em Cáceres. Os teores de areia, argila e silte das áreas do PERP e PNSC diferiram significativamente entre si, assim como os das áreas de Cáceres e PNSC, PERP e PEP Portal, e Cáceres e PEP Portal. Os teores de areia e silte foram significativamente diferentes também entre as áreas de Cáceres e PEP Três Picos, e os teores de areia e argila entre PNSC e PEP Três Picos. Por fim, o teor de silte variou significativamente entre as áreas do PERP e PEP Três Picos, e o de argila entre as duas áreas próximas do PEP.

O teor de matéria orgânica (Fig. 2) da área do PERP foi estatisticamente diferente das áreas do PNSC e das duas áreas do PEP ($p < 0,05$; teste de Student-Newman-Keuls). Já o pH da área do PERP foi significativamente diferente para a área de Cáceres e do PNSC, assim como entre as áreas de Cáceres e PEP Portal, e PNSC e as duas áreas do PEP.

A altitude das parcelas apresentou grande amplitude de variação, com medianas variando de 219 a 1.344 m, com a área do PNSC no limite inferior e a do PEP Três Picos no limite superior (Fig. 2). As áreas do PNSC e Cáceres não diferiram entre si, pelo teste de Student-Newman-Keuls ($p > 0,05$), assim como as duas áreas do PEP, Cáceres e PERP, PERP e PEP Portal.

Uma forma de se inferir sobre a fertilidade é o percentual de saturação por bases (V), pois ela constitui a riqueza do solo em bases trocáveis (Reatto *et al*. 2008), e representa a porcentagem da somatória de Ca, Mg e K. Apesar de todos os solos serem distróficos, pode-se classificar a área de Cáceres como a mais fértil, seguida pela área do PERP. Os valores de V para as áreas do PERP e de Cáceres foram significativamente semelhantes, assim como entre o do PNSC e as duas áreas do PEP (Fig. 3). Os valores médios encontrados para a saturação por alumínio (m) são inversamente proporcionais aos de saturação por bases, já que valores mais elevados de m representam solos de menor fertilidade (Salis *et al*. 2006). Assim, as duas áreas do PERP e PNSC tiveram valores mais elevados, e as áreas do PERP e de Cáceres, que

são mais férteis, valores inferiores, e o teste de Student-Newman-Keuls detectou a mesma tendência de diferenciação entre as áreas encontrada para V. Já para a CTC (capacidade de troca de cátions) que é a capacidade da superfície das partículas de solo trocar bases com a solução do solo (Reatto *et al*. 2008), as áreas do PERP e as duas áreas do PEP apresentaram valores significativamente semelhantes, assim como PNSC e Cáceres, e Cáceres e PEP Três Picos.

O teor de Fe da área do PERP diferiu significativamente de todas as outras áreas (Fig. 4). Para essa variável, também apresentaram valores estatisticamente diferentes as áreas Cáceres e PEP Portal. Os teores dos micronutrientes Cu e Mn diferiram significativamente ($p < 0,05$; teste de Student-Newman-Keuls) entre as áreas do PERP e as duas áreas do PEP, e Cáceres apresentou teores de Cu, Mn e Zn significativamente diferentes da área do PNSC. Além disso, os teores de Cu do PNSC diferiram dos das áreas do PEP, o teor de Mn do PERP diferiu do encontrado no PNSC, e o teor de Zn de Cáceres diferiu das áreas do PERP e das duas áreas do PEP. Para o Al, as duas áreas do PEP diferiram significativamente das demais áreas.

As análises de correlação de Spearman não foram significativas para nenhuma das correlações testadas ($p < 0,05$): número de indivíduos das parcelas e das áreas e as variáveis: saturação por bases, capacidade de troca catiônica e percentual de rochosidade.

Diversidade beta e classificação da vegetação – A análise de similaridade florística obtida pela análise de agrupamento (Fig. 5), tendo como base o índice de similaridade de Sørensen, formou um grupo altamente similar, constituído pelas áreas de cerrado rupestre do Planalto Central (A4 a A8), com valores acima de 50%, que podem ser considerados altos (Kent & Coker 1992). A classificação também evidenciou elevada similaridade entre as duas áreas de cerrado rupestre do Parque Estadual dos Pireneus (A4 e A5). Essas duas áreas também se assimilaram fortemente com a área de Cocalzinho de Goiás (A6), que localiza-se nas proximidades do Parque Estadual dos Pireneus, com distância linear menor que 30 km. A área de Serra Dourada (A8) exibiu similaridade florística superior a 75% com essas três áreas, e a Fazenda Sucupira (A7) superior a 60% com as quatro áreas. A área do PERP (A2) mostrou menos de 50% de similaridade com as áreas do Planalto Central, porém já próxima a esse limite, e as outras duas áreas (A1 e A3) apresentaram mais de 50% de diferenciação com as áreas do Planalto Central, o que demonstra a composição florística relativamente diferenciada dessas áreas. A área do PNSC (A1) foi a que apresentou diferenciação mais extremada, seguida por Cáceres (A3), e, por último, pela área do PERP (A2). Portanto, a sequência de

similaridade florística entre as áreas pode ser representada pela seguinte ordem: A4 e A5 > A6 > A8 > A7 > A2 > A3 > A1.

Assim, as áreas de cerrado rupestre do Planalto Central apresentaram baixa diversidade beta, representada pelo inverso da similaridade, conforme sugerido por Felfili *et al*. (2004). Já as três áreas marginais demonstraram elevada diversidade beta, considerando o universo amostral estudado.

Relação entre a vegetação e as variáveis ambientais – A análise de CCA, realizada a partir dos dados de densidade de indivíduos, parcelas e variáveis ambientais (silte, pH, Fe, K, Ca, Mg e temperatura mínima), resultou em autovalores relevantes na determinação da variação dos dados, com valores de 0,666, 0,511, 0,424 e 0,169 para os quatro primeiros eixos de ordenação, respectivamente. Os valores dos dois primeiros eixos foram elevados e podem indicar a existência de gradiente ambiental longo, com muitas substituições de espécies entre os dois extremos (ter Braak 1995). Os eixos 1 e 2 explicaram, respectivamente, 13,2% e 10,1% da variância total das espécies (total acumulado: 23,3%), sugerindo grande quantidade de variância não explicada pelas variáveis ambientais utilizadas na análise. Porém, baixos valores de variância são comuns em dados de vegetação em comunidades nativas (ter Braak & Smilauer 1998), e não comprometem a análise, visto que os primeiros dois eixos de ordenação explicaram 60,1% da variação das relações espécie-ambiente, e os quatro eixos juntos explicaram 90,4%. Além disso, as correlações entre os dados qualitativos das espécies e variáveis ambientais para o primeiro ($F = 6,381$, $p = 0,002$) e para todos os eixos ($F=3,801$, $p = 0,002$) foram altas e significativamente correlacionadas, conforme indicado pelo teste de Monte Carlo (Leps & Smilauer 1999).

As variáveis ambientais mais fortemente correlacionadas com o primeiro eixo de espécies (Tab. 3) foram, em ordem decrescente: temperatura mínima, K, pH, silte e Mg. No segundo eixo destacaram-se os teores de Ca e Fe. Assim, os diagramas de ordenação representaram a variação de temperatura, acidez, textura e fertilidade no primeiro eixo e de fertilidade no segundo eixo. As correlações entre as sete variáveis ambientais foram em geral fortes, destacando-se as correlações positivas entre os teores de silte, Ca, Mg e K (Tab. 3).

A ordenação das parcelas em função das variáveis ambientais separou claramente as áreas do PERP, PNSC e Cáceres, e formou outro grupo constituído pelas parcelas das duas áreas do PEP (Fig. 6). As duas áreas do PEP e a do PNSC exibiram maior relação com as variáveis pH, temperatura mínima e teor de ferro. Já a área do PERP apresentou maior relação com a textura e com a fertilidade do solo (teores de Ca, Mg e K), e a de Cáceres também se relacionou com essas variáveis, além de pH e temperatura mínima.

Os grupos constituídos pelas espécies que compõem cada área mostraram-se bem distribuídos nos diagramas, indicando a existência de diferenças nas propriedades do solo analisadas e na composição e distribuição de espécies (Fig. 7). Assim, pode-se inferir que existe heterogeneidade no ambiente, levando em consideração as variáveis analisadas. Também fica constatada a elevada diversidade beta entre as áreas de cerrado rupestre estudadas, com exceção das duas áreas do Parque Estadual dos Pireneus, que localizam-se geograficamente bem próximas uma da outra, o que corrobora resultados obtidos pela análise de classificação.

Analisando o diagrama de ordenação das espécies e variáveis ambientais (Fig. 7), foi possível identificar grupos de espécies que caracterizam cada uma das áreas. As espécies representativas do PNSC, localizadas no lado inferior direito do diagrama e associadas ao pH, temperatura mínima e teor de ferro, foram: *Jacaranda brasiliana*, *Copaifera coriacea*, *Himatanthus drasticus*, *Aspidosperma multiflorum*, *Stryphnodendron coriaceum*, *Parkia platycephala* e *Callisthene microphylla*. As espécies representativas do PERP, correlacionadas com a textura e fertilidade do solo, localizadas na parte superior do diagrama, foram: *Geissospermum laeve*, *Callisthene minor*, *Qualea dichotoma*, *Eremanthus incanus*, *Kielmeyera lathrophyton*, *Kielmeyera rubriflora*, *Dalbergia miscolobium* e *Pterodon pubescens*. Já as espécies características da região de Cáceres, localizadas na parte superior direita do diagrama e associadas com a textura, pH e com a fertilidade do solo e temperatura mínima, foram: *Vochysia divergens*, *Coussarea hydrangaefolia*, *Tabebuia aurea*, *Mezilaurus crassiramea*, *Tachigali aureum*, *Callisthene mollissima*, *Protium heptaphyllum* e *Pseudobombax longiflorum*. Por fim, dentre as espécies mais representativas das áreas do PEP, localizadas no lado inferior esquerdo do diagrama e correlacionadas com as variáveis pH, temperatura mínima e teor de ferro, destacaram-se: *Connarus suberosus*, *Alchornea triplinervea*, *Clusia burchellii*, *Ilex conocarpa*, *Myrcia canescens*, *Ocotea pomaderroides*, *Mimosa setosissima*, *Miconia pepericarpa*, *Vochysia thyrsoidea*, *Tibouchina papyrus*, *Virola sebifera*, *Psidium pohlianum*, *Licania kunthiana* e *Styrax ferrugineus*. Por fim, algumas espécies encontraram-se próximas do centro do diagrama, e podem ser consideradas generalistas das condições ambientais em questão, tais como: *Hymenaea stigonocarpa, Miconia albicans*, *Roupala montana*, *Aspidosperma macrocarpon*, *Leptolobium dasycarpum*, *Kielmeyera coriacea* e *Pouteria ramiflora*.

Discussão

Caracterização florístico-estrutural - As famílias mais ricas em espécies encontradas nas áreas de cerrado rupestre estudadas não diferem das que normalmente se destacam em áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos (Felfili *et al*. 1994; Castro *et al*. 1998; Felfili *et al*. 2001; Balduíno *et al*. 2005; Borges & Shepherd 2005). Além disso, as famílias Fabaceae, Myrtaceae, Melastomataceae e Rubiaceae estão entre as 10 mais representativas do bioma (Mendonça *et al*. 2008).

A composição florística do cerrado rupestre foi formada por espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* e espécies de distribuição mais restrita, assim como por pequena parcela de espécies peculiares de áreas rupestres. O perfil florístico encontrado corrobora o proposto por Pinto *et al*. (2009), de que a flora arbustivo-arbórea do cerrado rupestre, tal como a do cerradão, parece não possuir composição florística própria, sendo caracterizada por uma mistura de espécies das demais formações savânicas, especialmente do cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, espécies florestais e também por espécies restritas a ambientes rupestres. Das 179 espécies encontradas, 48,1% possuem ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2006). Incluímos a espécie *Matayba guianensis* nesse grupo, apesar de não ser indicada por Ratter *et al*. (2006), pelo fato de estar presente em mais de 30% das áreas amostradas pelos referidos autores, faixa em que normalmente constam espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* na listagem de Ratter *et al*. (2006). Segundo a mesma classificação de Ratter *et al*. (2006), 49,7% das espécies podem ser consideradas de distribuição mais restrita no cerrado *sensu lato*.

Apenas quatro espécies, representando 2,2% do total, possuem distribuição restrita ao ambiente rupestre: *Schwartzia adamantium*, *Tibouchina papyrus*, *Wunderlichia crulsiana* e *Wunderlichia mirabilis* (Mendonça *et al*. 2008). De acordo com Ribeiro & Walter (2008), a presença de espécies indicadoras adaptadas ao ambiente rupestre, somada à presença de afloramentos de rocha, é o que diferencia o cerrado rupestre dos demais subtipos de cerrado *sensu stricto*. A aceitação da existência de nichos para essas espécies contradiz os preceitos da teoria neutra da biodiversidade, que assume que todas as espécies são funcionalmente equivalentes, que não há diferenças de nichos em uma comunidade, e que a estrutura da comunidade deve se dar em função de colonizações, migrações e extinções aleatórias (Gotelli & MacGill 2006). No entanto, são necessários estudos específicos e a realização de testes estatísticos apropriados para se confirmar a aplicação ou não desta teoria para as espécies lenhosas do cerrado rupestre.

Cerca de 56% das espécies (102) também ocorre nas fisionomias florestais do bioma, por exemplo, floresta de galeria, floresta ciliar, floresta decidual e semidecidual (Mendonça *et*

al. 2008). A presença de espécies de formações florestais deve-se à distribuição em mosaicos do cerrado rupestre ou como ilhas de vegetação em meio às outras fitofisionomias, e também à presença de grotas nessas áreas rochosas, o que ocasiona acúmulo de água e torna propício o estabelecimento de espécies associadas às matas de galeria, assim como pelo acúmulo de serrapilheira que pode ocorrer entre as rochas, o que pode ocasionar o estabelecimento de espécies de solos mais férteis (Felfili & Fagg 2007; Pinto *et al*. 2009).

Como foram estudadas três áreas localizadas na zona limítrofe do bioma Cerrado, observa-se dentre as espécies de distribuição restrita, aquelas que são características dessas áreas ecotonais ou marginais. A presença de elementos da flora de biomas vizinhos sobre a flora do cerrado *sensu stricto* é maior quanto mais longe se estiver do centro geográfico do bioma Cerrado, ou seja, em áreas marginais do Cerrado (Méio *et al*. 2003). No cerrado rupestre amostrado no Parque Nacional de Sete Cidades, foram encontradas espécies como *Callisthene microphylla*, *Dimorphandra gardneriana* e *Mimosa verrucosa*, que são de ocorrência restrita ao cerrado do Nordeste e também ocorrem na Caatinga (Castro *et al*. 1998), assim como *Aspidosperma multiflorum* (Araújo *et al*. 1998; Castro *et al*. 1998; Lemos & Rodal 2002; Farias & Castro 2004). *Copaifera coriacea*, *Stryphnodendron coriaceum* e *Himatanthus drasticus* ocorrem apenas no cerrado do Nordeste (Rizzini 1997; Castro *et al*. 1998). Lá foram registradas algumas espécies que também são encontradas em floresta amazônica de terra firme, como *Vitex polygama* e *Parkia platycephala* (Castro *et al*. 1998; Mendonça *et al*. 2008), sendo esta última citada por Ratter *et al*. (2000) como de ocorrência restrita ao cerrado do Nordeste. No Parque Estadual do Rio Preto destacam-se *Geissospermum laeve*, que ocorre em áreas de Mata Atlântica do Espírito Santo (Rolim *et al*. 1999), e do Rio de Janeiro (Carvalho *et al*. 2008), inclusive em locais com afloramentos rochosos (Kurtz & Araújo 2000; Moreno *et al*. 2003); e *Vochysia discolor*, que tem distribuição exclusiva no estado de Minas Gerais (França 2010). Por fim, em Cáceres ocorreu a espécie *Vochysia divergens*, considerada pioneira de origem amazônica (Pott & Pott 1997). Esta espécie tem colonizado áreas de campos naturais e manejados periodicamente inundados no Pantanal, gerando formações monodominantes denominadas de cambarazais, devido à sua alta taxa de crescimento sob intensa luminosidade, sua tolerância a condições de prolongado alagamento e a grande produção de sementes espalhadas pelo vento e pela água (Arieira & Nunes da Cunha 2006).

Haridasan (2005) constatou que espécies com maior densidade e dominância em uma área de cerrado *sensu stricto* são as que apresentam menores concentrações foliares de nutrientes. Essa menor exigência nutricional confere a essas espécies vantagem competitiva sobre as demais, possibilitando seu bom desenvolvimento em solos distróficos, como os

verificados nas áreas de cerrado rupestre analisadas. Assim, é possível que as espécies que se destacaram em densidade e dominância em cada área ou em conjunto de áreas de cerrado rupestre possuam esta característica, como por exemplo: *Qualea parviflora*, *Andira vermifuga*, *Psidium myrsinoides*, *Tachigali panculatum*, *Byrsonima coccolobifolia*, entre outras.

A maioria das espécies (81%) foi resgistrada em apenas um dos oito locais estudados, e apenas uma espécie, *Hymenaea stigonocarpa*, foi comum a todas as áreas. Esses resultados corroboram os trabalhos de Castro & Martins (1999) e Ratter *et al*. (2003; 2006), que demonstraram a existência de variações no padrão de distribuição da flora do cerrado *sensu lato* ao longo do bioma, e os de Felfili *et al*. (2008), em cerrado *sensu stricto*. Além disso, os resultados de Ratter *et al*. (2003; 2006) também demonstraram grande número de espécies lenhosas raras ou de distribuição restrita, e baixo número de espécies comuns entre áreas de cerrado *sensu lato*. Essa distribuição em mosaicos das espécies no cerrado rupestre, assim como no cerrado *sensu lato*, é influenciada pela diferenciação de fatores ambientais regionais, principalmente climáticos e altitudinais (Castro & Martins 1999; Durigan *et al*. 2003; Ratter *et al*. 2003) e por fatores ambientais locais, como solo e relevo (Oliveira-Filho & Martins 1991; Felfili *et al*. 1993).

As duas menores riquezas florísticas foram registradas nas áreas ecotonais do Parque Nacional de Sete Cidades e do Parque Estadual do Rio Preto. Ratter *et al*. (2003) também constataram menor riqueza nas áreas de cerrado do Piauí e do Maranhão comparadas às do Brasil Central. De maneira geral, o baixo número de espécies nessas duas áreas contradiz a elevada riqueza esperada para áreas ecotonais (Odum 1988). No entanto, o mesmo autor afirma que nos ecótonos ocorre sobreposição de espécies das diferentes comunidades adjacentes, neste caso biomas Cerrado e Caatinga, e Cerrado e Mata Atlântica, e que também ocorrem espécies características do ecótono, muitas vezes restritas a ele. Por outro lado, Rizzini (1963), declara que áreas marginais ou periféricas do Cerrado apresentam flora empobrecida em relação à área nuclear, porém acrescida de elementos florísticos advindos das formações vegetacionais circunvizinhas, tal como foi constatado para os dois locais estudados (PNSC e PERP). Castro & Martins (1999) afirmam que duas barreiras climáticas separam o cerrado do Nordeste, sendo um deles os polígonos das secas (áreas com alta deficiência hídrica no solo) e das geadas (áreas com baixa temperatura média), e outro associado as baixas cotas altimétricas, gerando diferenciações florísticas com o restante do bioma, ou seja, havendo substituição de espécies e constituindo um supercentro de biodiversidade.

A área de Cáceres, apesar de também estar localizada nos limites do bioma, foi a que apresentou a maior riqueza. Ratter *et al*. (2003) relataram elevada riqueza para áreas de cerrado *sensu lato* no estado de Mato Grosso, e essa característica parece se aplicar também à vegetação lenhosa no ambiente rupestre. A área de Cáceres, juntamente com as áreas de cerrado rupestre do Planalto Central, apresentaram riqueza comparável com outras áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos do Planalto Central (Felfili *et al*. 1994; 2001; Assunção & Felfili 2004; Fonseca & Silva Júnior 2004), porém as áreas da Fazenda Sucupira, DF (Amaral *et al*. 2006) e da Serra Dourada, GO (Miranda *et al*. 2007) encontraram-se no limite inferior da amplitude de variação das áreas de solos profundos.

Houve grande variação nas oito áreas estudadas com relação ao número de indivíduos, sendo a menor densidade encontrada no Parque Nacional de Sete Cidades (456 ind ha^{-1}) e a maior na Serra Dourada (1.112 ind ha^{-1}). Felfili *et al*. (2001; 2007), encontraram baixa similaridade em termos de densidade de espécies ao compararem áreas na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco e na Chapada dos Veadeiros. Desta forma, verifica-se que a densidade é um dos fatores mais importantes na diferenciação de áreas de cerrado *sensu stricto*, tal como afirmaram Felfili & Silva Júnior (1993). Nas áreas do Parque Nacional de Sete Cidades e do Parque Estadual do Rio Preto foram registradas densidades inferiores a de outras amostragens de cerrado *sensu stricto* em solos profundos (Felfili *et al*. 1994; 2001; Assunção & Felfili 2004; Fonseca & Silva Júnior 2004), realizadas sob a mesma metodologia, mas as demais áreas estão dentro do espectro de variação. Também houve grande variação quanto à área basal, de 3,48 m^2 ha^{-1} no Parque Estadual dos Pireneus Três Picos a 10,33 m^2 ha^{-1} em Cáceres. As áreas basais encontradas no Parque Estadual dos Pireneus Três Picos e na Fazenda Sucupira foram inferiores às encontradas em solos profundos (Felfili *et al*. 1994; 2001; Assunção & Felfili 2004; Fonseca & Silva Júnior 2004), mas as demais áreas encontram-se dentro da amplitude de variação. A explicação para tais variações de densidade e área basal não são claras, visto que mesmo áreas geograficamente próximas como PEP Três Picos e PEP Portal exibiram valores bastante diferenciados. É provável que fatores ambientais relacionados a variações nas características edáficas e microclimáticas, ou até mesmo histórico de fogo nas áreas influenciem tais diferenciações.

Cabe destacar a elevada área basal encontrada no Parque Estadual do Rio Preto, quando contrastada com sua baixa densidade de indivíduos. Tal fato evidencia a presença de indivíduos de grande porte na área, especialmente das espécies *Pterodon pubescens* e *Geissospermum laeve*. Segundo Ribeiro & Walter (2008), no cerrado rupestre os indivíduos lenhosos se estabelecem nas fendas existentes entre as rochas, e sua densidade varia conforme

a disponibilidade existente de solo. No PERP há grande cobertura do solo por rochas, e apesar da baixa densidade de indivíduos, a quantidade e qualidade do solo existente parece ser suficiente para permitir o crescimento de indivíduos de grande porte. Tal afirmação difere do encontrado em outras áreas de cerrado rupestre amostradas no Brasil Central (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009), onde os autores associaram a baixa dominância e/ou a grande ocorrência de indivíduos de pequeno porte à presença de afloramentos rochosos, que limitaria o crescimento em diâmetro dos indivíduos no cerrado rupestre. Por outro lado, a área da Serra Dourada (Miranda *et al*. 2007) apresentou o número de indivíduos mais elevado, mas área basal intermediária. Já nas áreas de Cáceres e do Parque Estadual dos Pireneus Portal, os afloramentos rochosos parecem não ter limitado nem a densidade nem o porte dos indivíduos.

Diante do exposto, parece não existir padrão único para resumir a estrutura da vegetação lenhosa do cerrado rupestre. Em algumas áreas foram encontradas estruturas semelhantes à definida por Ribeiro & Walter (2008) para essa fitofisionomia, com cobertura arbórea variando de 5 a 20%, como exemplo no PEP Três Picos, Fazenda Sucupira, Cocalzinho de Goiás e PNSC. Em outras áreas a vegetação foi mais densa, com estruturas semelhantes às de áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, como por exemplo em Cáceres e no PEP Portal. Assim, a despeito do caráter rochoso, com relação à estrutura, a vegetação lenhosa do cerrado rupestre se enquadra mais na definição de arvoredo de escrube-e-árvores-baixas de Eiten (1994), em que a cobertura vegetal varia de 10 a 60%, ou na de cerrado típico de Ribeiro & Walter, com cobertura de 20 a 50%. Apesar de não termos realizado medição de cobertura de copas essa inferência é pertinente, pois a área basal de tronco, em geral, apresenta correlação com a cobertura de copas, permitindo tais deduções (Cain & Castro 1959; Brunig 1983).

A diversidade alfa nas oito áreas de cerrado rupestre, estimada pelo índice de diversidade de Shannon é alta, comparável com as de áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos mais profundos (Felfili *et al*. 1994; 2001; Assunção & Felfili 2004; Fonseca & Silva Júnior 2004). A distribuição das densidades de indivíduos por espécies, representada pelo índice de uniformidade de Pielou, é razoavelmente equitativa, ou seja, sem a dominância marcante de uma única espécie (Magurran 2004). Este fato corrobora a afirmação de Felfili *et al*. (2004) e Ratter *et al*. (2003; 2006), de que a vegetação do Cerrado é heterogênea e se distribui em mosaicos, tanto em nível de paisagem (fitofisionomias) quanto na distribuição de espécies.

Caracterização ambiental – As áreas de cerrado rupestre, em geral, ocorrem sobre Neossolos Litólicos, que são solos rasos associados a afloramentos rochosos, altamente suscetíveis a efeitos de enxurradas, pois a água, ao atingir as rochas, interrompe ou diminui o seu fluxo, gerando forte risco de erosão, especialmente em áreas acidentadas (Reatto *et al*. 2008). Segundo esses mesmo autores, solos com textura franco-arenosa, como os de quatro das cinco áreas estudadas, apresentam moderada suscetibilidade à erosão, com valores de retenção de água médios e baixos e comportamento intermediário entre solos arenosos e argilosos; enquanto solos arenosos, como os do PNSC, possuem elevada suscetibilidade à erosão e retenção de água reduzida devido aos baixos teores de argila. O caráter álico apresentado em quatro das cinco áreas e a elevada acidez encontrada para todas as áreas condizem com as características da maioria dos solos sob Cerrado (Furley & Ratter 1988). O aspecto distrófico desses solos foi evidenciado nos resultados do percentual de saturação por bases (< 50%). No entanto, a área de Cáceres destacou-se das demais por apresentar valor mais alto, e consequentemente, é a mais fértil de todas as áreas comparadas

Apesar da área de Cáceres ter apresentado maior número de indivíduos, não houve correlação significativa (Spearman; $p > 0,05$) entre a densidade de indivíduos com a fertilidade dos solos, representada pela saturação por bases e pela capacidade de troca catiônica. Souza *et al*. (2007) também não encontraram correlação significativa entre parâmetros estruturais de floresta estacional no Triângulo Mineiro e a fertilidade dos solos. Já Ruggiero *et al.* (2002), em São Paulo, investigaram a relação solo-vegetação ao longo de um gradiente fisionômico e encontraram relação positiva entre o número de árvores em floresta semidecídua e a fertilidade do solo, juntamente com elevado teor de argila, mas não encontraram esse tipo de relação para o cerrado *sensu stricto*, cerradão e campo cerrado. Entretanto, estes autores identificaram uma tendência das parcelas de cerrado estarem associadas a valores elevados de saturação por alumínio.

Também não foi verificada correlação significativa (Spearman; $p > 0,05$) entre o percentual das áreas das parcelas cobertas por rochas e a densidade. Tal situação não condiz com o encontrado por Amaral *et al*. (2006) e Pinto *et al*. (2009), que constataram que os afloramentos rochosos podem limitar o desenvolvimento do estrato arbóreo, pois a densidade, a área basal e a altura dos indivíduos no cerrado rupestre por eles estudados foram menores do que as encontradas em áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos inventariados na região, apesar da diversidade e riqueza em espécies terem sido similares.

De um modo geral, os teores médios de Fe, K, Ca e Mg, variáveis químicas que se destacaram como importantes na distribuição das espécies lenhosas, conforme resultado da CCA, apresentaram algumas pequenas diferenciações com aqueles de outras áreas de cerrado

sensu stricto. Os teores de ferro encontrados em Cáceres, PERP e PNSC estão dentro do escopo de variação encontrado por Lopes (1983) em 518 amostras de solo superficial nos estados de Minas Gerais e Goiás, em diferentes fitofisionomias do bioma. Já os valores encontrados nas duas áreas do PEP são superiores ao máximo detectado por Lopes (1983), que foi 74 mg kg^{-1}, mas estiveram dentro da amplitude encontrada por Haridasan (2007) em solo superficial de áreas de cerrado *sensu stricto* da Chapada dos Veadeiros (GO), e apenas a área do PEP portal exibiu teor médio mais alto que o máximo encontrado por Haridasan (2001b) na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco (BA e MG). De acordo com Prado (2008), vários fatores podem influenciar a disponibilidade de ferro no solo: o desequilíbrio em relação aos outros metais (Mo, Cu e Mn), o excesso de P, os efeitos do pH elevado (a disponibilidade é maior em solo ácidos), o encharcamento do solo e as baixas temperaturas, dentre outros. O Fe influencia na fotossíntese, participa da síntese da clorofila e na síntese de proteínas, especialmente na dos cloroplastos, e atua como ativador enzimático, com reflexos na respiração, na fixação biológica de N e na assimilação de N e S (Prado 2008).

Os teores médios de K de todas as áreas estão dentro da variação obtida para esse elemento por Haridasan (2007), na Chapada dos Veadeiros, e por Lopes (1983), mas as áreas do PERP e de Cáceres apresentaram valores superiores ao máximo encontrado na Chapada do Espigão Mestre (Haridasan 2001b), que variaram de 0,021 a 0,047 mg kg^{-1}. A deficiência de potássio disponível acontece mais facilmente em solos ácidos que em solos neutros e, geralmente, os solos ácidos são mais intemperizados, liberando potássio mais lentamente que solos neutros (Troech & Thompson 2007). As principais funções do potássio nas plantas são: auxiliar na absorção de outros nutrientes e sua movimentação no interior da planta, ajudar a manter a concentração osmótica necessária para manter a turgidez celular, e também atua na fotossíntese, na formação e transporte de carboidratos e proteínas (Troech & Thompson 2007). Além disso, o potássio é um potente ativador enzimático e exerce função fisiológica fundamental às plantas, pois atua na abertura e fechamento dos estômatos (Prado 2008).

Os teores de cálcio e magnésio nas cinco áreas estudadas foram comparáveis aos encontrados por Haridasan (2007) e Lopes (1983), mas nas áreas do PERP e Cáceres eles foram superiores aos teores máximos encontrados na Chapada do Espigão Mestre (Haridasan 2001b). Segundo Troech & Thompson (2007), o cálcio no solo possui importante relação com o pH do solo e com a disponibilidade de outros elementos nutrientes: as quantidades de cálcio ou de outros cátions básicos declinam à medida que o solo torna-se mais ácido e aumentam quando ele se torna mais alcalino. Nas plantas, o cálcio é importante elemento estrutural das paredes celulares, vital na formação de novas células, e sua falta restringe o crescimento das raízes, ramos, folhas e outras partes. (Troech & Thompson 2007). Além disso, o cálcio tem

papel relevante na osmorregulação, é indispensável para a germinação dos grãos de pólen e para o crescimento do tubo polínico, e pode atuar como mensageiro secundário na condução de sinais para resposta das plantas a fatores ambientais (tais como estímulos de luz, gravidade, mecânicos), alterando o metabolismo de crescimento e desenvolvimento vegetal (Prado 2008). Segundo Prado (2008), o incremento do valor de pH do solo, próximo a 6,5, possibilita a maior disponibilidade de Mg no solo, mas altas concentrações de Ca^{2+} e principalmente de K^{+} podem inibir por competição iônica a absorção de Mg, podendo causar deficiência nas plantas. De acordo com o mesmo autor, nas plantas, o magnésio atua na fotossíntese, absorção iônica, respiração, armazenamento e transferência de energia, na síntese orgânica, no balanço eletrolítico e na estabilidade dos ribossomas, além de ser o átomo central da molécula de clorofila, correspondendo a 2,7% do peso molecular e, também atuando como ativador enzimático.

Diversidade beta e classificação da vegetação – Nossos resultados corroboram o que foi encontrado em outros estudos fitogeográficos: que existem padrões na distribuição da flora ao longo do bioma Cerrado, determinados por variações climáticas, altitudinais, espaciais e edáficas (Castro & Martins 1999; Durigan *et al*. 2003; Ratter *et al*. 2003; Felfili *et al*. 2008). Os agrupamentos gerados com base na similaridade florística foram condizentes com a classificação de unidades ecológicas proposta por Silva *et al*. (2006), que trata da classificação da diversidade ambiental e ecológica do Cerrado, adaptada das unidades fisiográficas e sistemas de terras de Cochrane *et al*. (1985).

Silva *et al*. (2006) indicaram 15 unidades ecológicas no bioma, áreas muitas vezes disjuntas que apresentam condições ecológicas similares. Neste caso, as áreas da Serra dos Pireneus, GO (A4 a A6) e da Fazenda Sucupira, DF, pertencentes à unidade ecológica 1A (onde predominam planaltos elevados e savanas, segundo Silva *et al*. 2006), exibiram maior similaridade florística, juntamente com a área da Serra Dourada, GO, que está na unidade ecológica 3A (planícies onduladas, floresta semidecídua e savana densa). Já as áreas do PERP, Cáceres e PNSC apresentaram floras mais diferenciadas, e pertencem a unidades ecológicas distintas: 3C (mosaico de paisagens e matas secas), 2B (colinas, savanas e campos) e 3D (planícies e matas secas), respectivamente. Por outro lado, os agrupamentos gerados refletem as regiões florísticas identificadas por Ratter *et al*. (2003) para a flora lenhosa do cerrado *sensu lato* do bioma, porém com baixo nível de similaridade (<50%). De acordo com a classificação de Ratter *et al*. (2003), as áreas da Serra Dourada, PEP Três Picos e Portal, Cocalzinho de Goiás e Cáceres deveriam ter sido mais similares, pois pertencem à mesma região florística (Centro-Oeste), assim como as áreas do PERP e da Fazenda Sucupira (Centro-Sudeste).

O fato das áreas do PERP, Cáceres e PNSC apresentarem menor similaridade florística com as áreas do Planalto Central evidencia a elevada diversidade beta dessas áreas, e que o cerrado rupestre também segue alguns padrões diferenciados de distribuição da flora. Esta diferenciação é provavelmente ocasionada pela localização marginal dessas áreas no Cerrado, sendo influenciada pelos biomas vizinhos, e também por variações ambientais, conforme discutido no próximo tópico.

Relação entre vegetação e as variáveis ambientais - A temperatura mínima e a fertilidade (principalmente os teores de Ca e K) foram as variáveis que mais influenciaram a distribuição das abundâncias das espécies e a formação dos agrupamentos das parcelas, consequentemente das áreas. Desta forma, os conjuntos florístico-estruturais dos cerrados rupestres foram influenciados tanto por variáveis de escala regional (temperatura), quanto local (fertilidade dos solos), talvez por incluir na análise amostras de vegetação que se localizam a centenas de quilômetros umas das outras, como as áreas de Cáceres e PNSC, mas também a apenas centenas de metros de distância, como as áreas do PEP.

Variáveis climáticas, como temperatura mínima, foram apontadas por alguns autores como preponderantes na distinção de grupos florísticos no Cerrado, em grande escala (Castro & Martins 1999, Ratter *et al*. 2003; Durigan *et al*. 2003), fato este também observado nas áreas de cerrado rupestre avaliadas. Haridasan (2005) afirma que adaptações ecofisiológicas das espécies, em resposta ao estresse hídrico decorrente da duração da estação seca, da quantidade de precipitação e das variações de temperatura, especialmente da temperatura mínima no inverno, devem contribuir para esses padrões geográficos. Castro & Martins (1999) também apontaram a influência da temperatura sobre a vegetação do Cerrado. Segundo esses autores, barreiras climáticas e altitudinais separam o cerrado *sensu lato* em três supercentros de biodiversidade: cerrado do Sudeste Meridional, do Planalto Central e do Nordeste. Segundo os autores, na direção sudeste-nordeste do bioma, a deficiência hídrica anual no solo aumenta, e na direção oposta, a temperatura média mensal diminui, de forma que a deficiência hídrica e a temperatura estão provavelmente diretamente relacionadas com a substituição de espécies ao longo do bioma.

Em nossa análise, as áreas do PNSC e de Cáceres foram as mais influenciadas pela temperatura mínima. Essas duas áreas são as que apresentaram temperaturas mais altas (temperaturas mínimas médias de 19,4 e 20,8^{o}C, respectivamente). A temperatura é fator básico de distribuição da flora (Rizzini 1997), e muitas espécies de plantas podem ter sua amplitude geográfica limitada pelos regimes de temperatura, interagindo com outras variáveis ambientais como suprimento de água e composição química do solo (Brown & Lomolino 2006). Assim, as temperaturas mais elevadas do PNSC e de Cáceres podem ter influenciado a

ocorrência de espécies que não estão presentes ou não se destacaram nas outras áreas de cerrado rupestre estudadas, apesar da alta capacidade de sobrevivência e flexibilidade da flora do Cerrado, de maneira geral, que ocorre tanto na região *core* como em encraves em outros biomas, sob condições climáticas bastante adversas (Ab'Sáber 2003).

A fertilidade do solo, juntamente com a textura, influenciou mais fortemente as áreas do PERP e Cáceres. Os solos de Cáceres e PERP exibiram maiores porcentagens de silte que as outras áreas, assim como maiores teores de K, Ca e Mg. A fertilidade e textura do solo vêm sendo apontadas como variáveis ambientais determinantes na distribuição de espécies e de fitofisionomias no Cerrado (Furley & Ratter 1988; Haridasan 2000; Ruggiero *et al*. 2002; Marimon Júnior & Haridasan 2005; Munhoz *et al*. 2008). Em ambientes rochosos, baixos níveis de fertilidade do solo podem estar associados a perdas de nutrientes por lixiviação, reforçada pela elevada drenagem e pelo baixo teor de nutrientes do material de origem, especialmente em áreas sobre quartzito (Benites *et al*. 2007). No entanto, a presença de afloramentos rochosos também pode provocar a ocorrência de diversos micro-habitats (Fernandes & Baptista 1988; Brandão & Silva Filho 1993; Conceição & Pirani 2005), o que ajuda a explicar a riqueza em espécies vegetais e de formas de vida nestes ambientes. Assim, espécies indicadoras ou preferenciais de solos mais férteis podem se estabelecer no cerrado rupestre devido ao acúmulo de serrapilheira entre as rochas, assim como espécies mais características de mata de galeria, devido ao acúmulo de água em grotas (Felfili & Fagg 2007; Pinto *et al*. 2009). Já a textura do solo refere-se à distribuição das partículas de acordo com o seu tamanho, expressando a proporção relativa das partículas de areia, silte e argila que compõem a terra fina do solo (fração menor do que 2 mm), e relaciona-se, direta ou indiretamente, com muitas propriedades químicas e físicas do solo, como a CTC, a retenção e infiltração de água, a drenagem, a erodibilidade, dentre outras. Assim, a textura tem grande importância nas relações solo-água-planta atmosfera, interferindo na capacidade de infiltração de água, na evaporação e no suprimento de nutrientes (Meurer 2007).

O pH do solo influenciou mais fortemente as áreas de Cáceres e PNSC, que apresentaram os valores mais elevados (mediana > 4,1). Segundo Meurer (2007), o pH afeta a disponibilidade dos nutrientes para as plantas: macronutrientes como N, K, Ca, Mg e S, por efeitos diretos ou indiretos, apresentam maior disponibilidade para as plantas em pH na faixa de 6-6,5. Já os micronutrientes, com exceção do Mo, são mais disponíveis em condições de pH mais ácidos; ou seja, à medida que o pH do solo aumenta, diminui a disponibilidade destes elementos para as plantas. Outros efeitos diretos do pH sobre o solo são: atividade de microorganismos, favorecimento ou não de doenças nas plantas, habilidade de competição entre diferentes espécies de plantas e condições físicas do solo (Meurer 2007).

As áreas mais influenciadas pelo teor de ferro foram as duas áreas do PEP e o PNSC, que apresentaram os maiores teores desse elemento. O teor mais elevado desse elemento nessas áreas pode estar associado ao pH mais ácido, conforme sugerido por Prado (2008). Tal associação foi encontrada também por Marimon *et al*. (2001), onde elevado teor de ferro, associado a pH ácido, influenciou a ampla ocorrência de *Brosimun rubescens* Taub. em floresta monodominante desta espécie no estado de Mato Grosso.

A identificação de quatro conjuntos florístico-estruturais das amostras de cerrado rupestre no espaço de ordenação indica que estas áreas estão em ambientes que, apesar de apresentarem características em comum, possuem variações na composição e na abundância das espécies, que estão relacionadas a variações ambientais. Tal como identificaram Silva *et al*. (2006), os quatro agrupamentos gerados localizam-se em diferentes unidades ecológicas, definidas com base em características ecológicas e físicas, e esta diferenciação ambiental está refletida na flora. Assim, a ordenação das espécies em função das variáveis ambientais parece indicar concentração de espécies em habitats preferenciais, em função do gradiente de acidez, textura, fertilidade do solo e temperatura mínima nas áreas. As espécies mais características de cada área estudada agruparam-se, exibindo maior relação com as variáveis ambientais que influenciaram a distribuição de cada área ao longo do espaço de ordenação.

Algumas espécies apresentaram baixa relação com as variáveis ambientais testadas, localizando-se no centro do diagrama, e podem ser consideradas generalistas dessas áreas de cerrado rupestre. Tais espécies podem ser utilizadas em ações de recuperação em cerrados rupestres, pois sua ampla ocorrência demonstra sua maior capacidade de adaptação às diferentes condições ambientais amostradas. Porém, como foram detectadas diferenciações na composição florística das áreas, além dessas espécies generalistas, devem ser acrescidas nas áreas a serem recuperadas espécies características e abundantes na localidade em questão.

Com base no exposto, percebe-se que as áreas de cerrado rupestre analisadas possuem diferenciações na composição e distribuição da flora. Essa variação é provavelmente ocasionada pela localização das áreas, podendo ser influenciadas pelos biomas vizinhos, e também por variações ambientais, especialmente temperatura mínima e fertilidade, textura e acidez dos solos. A composição florística nas áreas de cerrado rupestre foi formada por pequena parcela de espécies peculiares de áreas rupestres (2,2% do total de espécies), grande número de espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (48,1%) e de espécies de distribuição mais restrita no cerrado *sensu lato* (49,7%). Dentre as espécies que não são exclusivas de ambientes rupestres constam espécies típicas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos e também algumas compartilhadas com ambientes florestais, dada a distribuição em mosaicos do cerrado rupestre ou como ilhas de vegetação em meio às outras

fitofisionomias, e também às características de micro-habitat ocasionadas pelos afloramentos rochosos. A diversidade alfa foi similar à de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos. Já a estrutura da vegetação lenhosa do cerrado rupestre parece não possuir um padrão único: há áreas mais densas, assemelhando-se ao cerrado *sensu stricto* sobre solos mais profundos, e áreas mais ralas, assemelhando-se à definição da estrutura de cerrado rupestre de Ribeiro & Walter (2008), ou mesmo de cerrado ralo, conforme também observado por Moura *et al*. (2007) e Pinto *et al*. (2009).

Agradecimentos

À Capes pela concessão da bolsa de estudo no primeiro ano do curso; ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da UnB e ao CNPq-PELD pelo auxílio financeiro para as pesquisas de campo; às equipes do BIOTEN - Programa de Biodiversidade do Trópico Ecotonal do Nordeste da UFPI, do Laboratório de Manejo Florestal do Departamento de Engenharia Florestal da UnB, do IBAMA - PNSC, do IEF – PERP e ao Sr. Audálio Rodrigues de Mello (UNEMAT) pelo apoio prestado em campo; à profa. Dra. Carolyn C. Proença (Departamento de Botânica - UnB) e Dr. Benedito Alísio da Silva Pereira (Pesquisador do IBGE) pela identificação botânica de algumas espécies.

Referências bibliográficas

Ab'Sáber, A. 2003. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo, Ateliê Editorial.

Amaral, A.G.; Pereira, F.F.O. & Munhoz, C.B.R. 2006. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF. **Cerne 12**(4): 350-359.

APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classication for the orders and families of owering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society 141**: 399-436.

Araújo, F.S.; Sampaio, E.V.S.B.; Figueiredo, M.A.; Rodal, M.J.N. & Fernandes, A.G. 1998. Composição florística da vegetação de carrasco, Novo Oriente, CE. **Revista Brasileira de Botânica 21**:105-116.

Arieira, J. & Nunes da Cunha, C. 2006. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 20**(3): 569-580.

Assunção, S.L. & Felfili, J.M. 2004. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF, Brasil. **Acta Botanica Brasilia 18**: 903-909.

Ayres, M.; Ayres Jr., M.; Ayres, D.L. & Santos, A.A.S. 2007. **BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas nas áreas das ciências biomédicas**. Belém.

Balduino, A.P.C.; Souza, A.L.; Meira Neto, J.A.A.; Silva, A.F. & Silva Júnior, M.C. 2005. Fitossociologia e análise comparativa da composição florística do cerrado da Flona de Paraopeba-MG. **Revista Árvore 29**: 25-34.

Baptista, J.G. 1989. **Geografia física do Piauí: As terras**. v. 1. Teresina, Academia Piauiense de Letras.

Benites, V.M.; Schaeffer, C.E.G.R.; Simas, F.N.B. & Santos, H.G. 2007. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Revista Brasileira de Botânica 30**: 569-577.

Borges, H.B. & Shepherd, G.J. 2005. Flora e estrutura do estrato lenhoso numa comunidade de Cerrado em Santo Antonio do Leverger, MT, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 28**(1): 61-74.

Brandão, M. & Silva Filho, P.V. 1993. Os campos rupestres no município de Barão dos Cocais - MG. **Daphne 3**(2): 11-20.

Brown, J.H. & Lomolino, M.V. 2006. **Biogeografia**. Ribeirão Preto, FUNPEC Editora.

Brunig, E.F. 1983. Vegetation structure and growth. Pp. 49-75. In: F.B. Golley (ed.). **Tropical rain forest ecosystems: structure and function**. Amsterdam, Elsevier Scientific Publishing Company.

Cain, S.A. & Castro, G.M.O. 1959. **Manual of vegetatation analysis**. New York, Harper & Brothers.

Carvalho, F.A.; Nascimento, M.T. & Oliveira-Filho, A. 2008. Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 22**: 929-940.

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**(9): 147-178.

Castro, A.A.J.F.; Martins, F.R. & Fernandes, A.G. 1998. The woody flora of cerrado vegetation in the state of Piauí, northeastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany 55**(3): 455-472.

Cochrane, T.T.; Sanchez, L.G.; Azevedo, L.G.; Porras, J.A. & Garver, C.L. 1985. **Land in tropical América**. 3 vols. Calli, CIAT/Embrapa – CPAC.

Conceição, A.A. & Pirani, J.R. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: substratos, composição florística e aspectos estruturais. **Boletim Botânico da Universidade de São Paulo 23**(1): 85-111.

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. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review 38**(2): 201-340.

Eiten, G. 1994. Vegetação do Cerrado. Pp. 17-71. In: M.N. Pinto (org.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Brasília, Editora da Universidade de Brasília.

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos.

Farias, R.R.S. & Castro, A.A.J.F. 2004. Fitossociologia de trechos de vegetação do Complexo de Campo Maior, PI, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 18**: 949-963.

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. & Fagg, C.W. 2007. Floristic composition, diversity and structure of the "cerrado" *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica 30**: 375-385.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Machado, J.W.B.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Hay, J.D. 1993. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado *sensu stricto* na Chapada Pratinha, DF – Brasil. **Acta Botanica Brasilica 6**: 27-43.

Felfili, J.M.; Haridassan, M.; Mendonça, R.C.; Filgueiras, T.S.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V. 1994. Projeto biogeografia do bioma Cerrado: vegetação & solos. **Cadernos de Geociências 12**: 75-166.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Rezende, A.V.; Nogueira, P.E.; Walter, B.M.; Silva, F.C. & Salgado, M.A.S. 2001. Fitossociologia da vegetação arbórea. Pp. 35-56. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Fagg, C.W.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology 175**: 37-46.

Felfili, J.M.; Carvalho, F.A. & Haidar, R.F. 2005. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Rezende, A.V. & Silva Júnior, M.C. 2007. **Biogeografia do bioma cerrado: Vegetação e solos da Chapada dos Veadeiros**. Brasília, Editora da Universidade de Brasília.

Felfili, J.M.; Felfili, M.C.; Nogueira, P.E.; Armas, J.F.S.; Farinas, M.R.; Nunes, M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V. & Fagg, C.W. 2008. Padrões fitogeográficos e sua relação com sistemas de terra no bioma Cerrado. Pp. 211-228. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Fernandes, A.1998. **Fitogeografia brasileira**. Fortaleza, Multigraf.

Fernandes, I. & Baptista, L.R.M. 1988. Levantamento da flora vascular rupestre do Morro Sapucaia e Morro do Cabrito, Rio Grande do Sul. **Acta Botanica Brasilica I** (2): 95-102.

Fonseca, M.S. & Silva Júnior, M.C. 2004. Fitossociologia e similaridade florística entre trechos de cerrado sentido restrito em interflúvio e em vale no Jardim Botânico de Brasília, DF. **Acta Botanica Brasilica 18**: 19-29.

França, F. 2010. *Vochysiaceae*. In: **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/FB103470.

Furley, P.A. 1999. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography 8**: 223-241.

Furley, P.A. & Ratter, J.A. 1988. Soil resources and plant communities of the Central Brazilian Cerrado and their development. **Journal of Biogeography 15**(1): 97-108.

Governo do Estado de Minas Gerais. 2004. **Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Preto**. Curitiba, STCP Engenharia de Projeto Ltda.

Gotelli, N.J. & MacGill, B.J. 2006. Null versus neutral models: what's the difference? **Ecography 29**(5): 793-800.

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

Haridasan, M. 2001a. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrado of central Brazil. Pp. 68-83. In: M.E. McClain; R.L. Victoria & J.E. Richey (eds.). **Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world**. New York, Oxford University Press.

Haridasan, M. 2001b. Solos. Pp. 12-17. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (org.). **Biogeografia do bioma Cerrado**: Estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Haridasan, M. 2005. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do cerrado. Pp. 167-178. In: A. Scariot; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

Haridasan, M. 2007. Solos. Pp. 25-43. In: J.M. Felfili; A.V. Rezende & M.C. Silva Júnior (org.). **Biogeografia do bioma Cerrado**: Vegetação e solos da Chapada dos Veadeiros. Brasília, Editora Universidade de Brasília/Finatec.

Hijmans, R.J.; Cameron, S.E.; Parra, J.L.; Jones, P.G. & Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology 25**: 1965-1978.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2001. **Limites estaduais do Brasil**. Disponível em: http://mapas.mma.gov.br/cgi-bin/mapserv?map=/opt/www/html/ webservices/ biorregioes.Map&service=WMS#estadosl.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. **Mapa de biomas do Brasil**. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/biomas.pdf.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2007. **Manual Técnico de Pedologia**. Rio de Janeiro, IBGE.

Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation descrption and analysis**. London, Belhaven Press.

Kurtz, B.C. & Araújo, D.S.D. 2000. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia 51**: 69-112.

Lemos, J.R. & Rodal, M.J.N. 2002. Fitossociologia do componente lenhoso de um trecho da vegetação de caatinga no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 16**(1): 23-42.

Leps, J. & Smilauer, P. 1999. **Multivariate analysis of ecological data**. Ceské Budejovice, Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia.

Lopes, A.S. & Cox, F.R. 1977. Cerrado vegetation in Brazil: an edaphic gradient. **Agronomy Journal 69**: 828-831.

Lopes, A.S. 1983. **Solos sob "Cerrado": características, propriedades e manejo**. Piracicaba, Instituto da Potassa & Fosfato, Instituto Internacional da Potassa.

Magurran, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blakwell Publishing.

Marimon, B.S.; Felfili, J.M. & Haridasan, M. 2001. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. **Edinburgh Journal of Botany 58**(1): 123-137.

Marimon Júnior, B.H. & Haridasan, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 19**(4): 913-926.

McCune, B. & M.J. Mefford. 2006. **PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 5.10. Gleneden Beach, Oregon, U.S.A., MjM Software.

Méio, B.B.; Freitas, C.V.; Jatobá, L.; Silva, M.E.F.; Ribeiro, J.F. & Henriques, R.P.B. 2003. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação de cerrado *sensu stricto*. **Revista Brasileira de Botânica 26**: 437-444.

Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Silva Júnior, M.C.; Filgueiras, T.S.; Nogueira, P.E. & Fagg, C.W. 2008. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. Pp. 423-1279. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 2. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Meurer, E.J. 2007. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento das plantas. Pp. 65-90. In: R.F. Novais; V.H.Alvarez; N.F. Barros; R.L.F. Fontes; R.B.Cantarutti & J.C.L. Neves (eds.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Miranda, H.S.; Bustamante, M.C. & Miranda, A.C. 2002. The fire factor. Pp. 51-68. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.

Miranda, S.C.; Silva Júnior, M. C. & Salles, L.A. 2007. A comunidade lenhosa de cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. **Heringeriana 1**: 43-53.

Moreno, M.R.; Nascimento, M.T. & Kurtz, B.C. 2003. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. **Acta Botanica Brasilica 17**(3): 371-386.

Moura, I.O. 2006. **Fitossociologia de cerrado *sensu stricto* sobre afloramentos rochosos no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

Moura, I.O.; Gomes-Klein, V.L.; Felfili, J.M. & Ferreira, H.D. 2007. Fitossociologia da comunidade lenhosa de uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás. **Revista de Biologia Neotropical 4**: 83-100.

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.

Nascimento, M.T & Saddi, N. 1992. Structure and floristic composition of an area of cerrado in Cuiabá – MT, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica 15**: 47-55.

Odum, E.P. 1988. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Editora Guanabara Koogan S.A.

Oliveira-Filho, A.T. & Fluminhan-Filho, M. 1999. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne 5**(2): 51-64.

Oliveira-Filho, A.T. & Martins, F.R. 1991. A comparative study of five cerrado areas in southern Mato Grosso, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany 48(3)**: 307-332.

Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 2002. Vegetation physionomies and wood flora of the Cerrado Biome. Pp. 91-120. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.

Pinto, J.R.R.; Lenza, E. & Pinto, A.S. 2009. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica 32**: 1-10.

Pott, A. & Pott, V.J. 1997. **Plants of Pantanal**. Brasília, Embrapa - SPI.

Prado, R.M. 2008. **Nutrição de plantas**. São Paulo, Editora Unesp.

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**(2): 235-250.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S.; Ribeiro, J.F.; Dias, T.A.B. & Silva, M.R. 2000. Estudo preliminar da distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma Cerrado. **Boletim do Herbário Ezequias Paulo Heringer 5**: 5-43.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S., Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brasilian cerrado vegetation III: Comparison of the wood vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany 60**: 57-109.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S., Ribeiro, J.F. 2006. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrados. Pp: 31-66. In: R.T. Pennington; G.P.Lewis & J.A. Ratter (eds.). **Neotropical Savannas and Dry Forests: diversity, biogeography and conservation**. Boca Raton, Taylor & Francis Group.

Reatto, A.; Correia, J.R.; Spera, S.T. & Martins, E.S. 2008. Solos do bioma cerrado: aspectos pedológicos. Pp. 107-149. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 153-212. In: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica.

Rizzini, C.T. 1963. A flora do cerrado: análise florística das savannas centrais. Pp. 126-177. In: M.G. Ferri (org.). **Simpósio sobre o cerrado**. São Paulo, Edusp.

Rizzini, C.T. 1997. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. Rio de Janeiro, Âmbito Cultural Edições Ltda.

Rolim, S.G.; Couto, H.T.Z. & Jesus, R.M. 1999. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis 55**: 49-69.

Ruggiero, P.G.; 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.

Salis, S.M.; Assis, M.A.; Crispim, M.A. & Casagrande, J.C. 2006. Distribuição e abundância de espécies arbóreas em cerradões no Pantanal, estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 29**(3): 339-352.

Sanzonowicz, C. 2004. Amostragens de solos, corretivos e fertilizantes. Pp. 63-79. In**:** D.M.C. Souza & E. Lobato (eds.). **Cerrado: Correção do solo e adubação**. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica.

Seplan – Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral, Governo de Estado do Mato Grosso. 2001. **Mapa Geológico do Estado de Mato Grosso**. Zoneamento Sócio-Econômico-Ecológico, Prodeagro.

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

Souza, J.P.; Araújo, G.M. & Haridasan, M. 2007. Influence of soil fertility of tree species in a deciduous forest in Triângulo Mineiro region of Brazil. **Plant Ecology 191**: 253-263.

Ter Braak, C.J.F. 1995. Ordination. Pp. 91-173. In: R.H.G. Jongman; C.J.F. Ter Braak & O.F.R. van Tongeren (eds.). **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge, University Press Cambridge.

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. Ithaca, Microcomputer Power.

Ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 2002. **Canoco for Windows version 4.5**.Wageningen, The Netherlands, Plant Research International.

Troeh, F.R. & Thompson, L.M. 2007. **Solos e fertilidade do solo**. São Paulo, Organização Andrei Editora Ltda.

Zar, J.H. 1996. **Biostatistical analysis**. New York, Prentice-Hall International Editions.

Tabela 1. Descrição das oito áreas de cerrado rupestre analisadas, com suas respectivas características: tipos de rocha, coordenadas geográficas, altitude, variáveis climáticas, aspectos estruturais e diversidade. Onde: Long. = longitude; Lati. = latitude; Alti. = altitude; Rocho. = rochosidade; Prec. = precipitação; Tem max = temperatura máxima; Tem min = temperatura mínima; Tem méd = temperatura média; Mes. sec = número de meses secos; S = número de espécies; N = número de indivíduos vivos; Gi = área basal dos indivíduos vivos, a 30 cm do solo; H': índice de diversidade de Shannon; J': índice de equabilidade de Pielou (J').

Local	Tipo de rocha principal	Long.	Lati.	Alti.	Rocho.	Prec. (mm)	Tem max (°C)	Tem min (°C)	Tem med(°C)	Mes. seco	S	N (ind ha^{-1})	Mortos (%)	Gi (m^2 ha^{-1})	H'	J'
A1. Parque Nacional de Sete Cidades - PNSC, PI (capítulo 2)	Arenito	41º41' W	04º03' S	204	3,2	1.421	32,4	20,8	26,6	6	47	456	4,00	4,69	3,11	0,81
A2. Cáceres, MT (capítulo 3)	Arenito	57º36' W	16º03' S	248	2,5	1.301	32,0	19,4	20,8	5	69	993	2,65	10,33	3,48	0,82
A3. Parque Estadual do Rio Preto - PERP, MG (capítulo 4)	Quartzito	43º19' W	18º06' S	868	3,0	1.302	26,3	14,8	20,6	5	42	489	7,03	8,39	3,08	0,82
A4. Parque Estadual dos Pireneus - Três Picos - PEP Três Picos, GO (Moura *et al*. 2007)	Quartzito	48º49' W	15º47' S	1.341	4,0	1.557	26,4	16,6	21,5	4	56	461	9,07	3,48	3,33	0,82
A5. Parque Estadual dos Pireneus – Portal - PEP Portal, GO (Moura 2006)	Quartzito	48º52' W	15º48' S	1.310	4,0	1.559	26,2	16,4	21,3	4	65	972	12,04	10,02	3,65	0,87
A6. Cocalzinho, GO (Pinto *et al*. 2009)	Quartzito	48º45' W	15º48' S	1.200	-	-	-	-	-	-	65	674	-	5,67	3,45	0,83
A7. Fazenda Sucupira, DF (Amaral *et al*. 2006)	Quartzito	48º02' W	15º56' S	1.050	-	-	-	-	-	-	51	607	3,80	3,58	3,08	-
A8. Serra Dourada, GO (Miranda *et al*. 2007)	Micaxistos, quartzitos e filitos	50º03' W	16º02' S	783	-	-	-	-	-	-	54	1.112	2,20	6,92	3,13	0,79

Tabela 2. Espécies lenhosas que ocorreram nas oito áreas de cerrado rupestre analisadas, com suas respectivas densidades e distribuição ao longo do bioma (Ratter *et al*. 2003; 2006; Mendonça *et al*. 2008). Onde: Dist. = distribuição; Amp = ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, Res = distribuição restrita no cerrado *sensu lato* e Rup = distribuição restrita a ambientes rupestres. Maiores informações sobre as áreas na Tab. 1.

Espécies	**Famílias**	**PNSC**	**PERP**	**Cáceres**	**PEP 3 Picos**	**PEP Portal**	**Cocal-zinho**	**Faz. Suc.**	**Serra Dourada**	**Dist.**
Aegiphila verticillata Vell.	Lamiaceae	0	0	0	0	0	1	4	0	amp
Aegiphila integrifolia (Jacq.) Moldenke	Lamiaceae	0	0	0	0	1	0	0	0	res
Agonandra brasiliensis Miers ex Benth. & Hook. f.	Opiliaceae	3	0	2	0	0	0	0	0	amp
Alchornea triplinervea (Spreng.) Muell. Arg.	Euphorbiaceae	0	0	0	23	26	2	0	0	res
Aloysia virgata (Ruiz & Pav.) Pers.	Verbenaceae	0	0	0	0	0	0	9	0	res
Anacardium occidentale L.	Anacardiaceae	5	0	0	0	17	50	0	71	amp
Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan	Fabaceae	0	0	7	0	0	0	0	0	res
Andira fraxinifolia Benth.	Fabaceae	1	0	0	0	0	0	0	0	res
Andira vermifuga Mart. ex Benth.	Fabaceae	0	0	8	0	37	15	0	181	amp
Annona coriacea Mart.	Annonaceae	0	0	6	0	0	0	0	10	amp
Annona crassiflora Mart.	Annonaceae	0	2	0	0	0	0	0	0	amp
Antonia ovata Pohl	Loganiaceae	1	0	0	0	0	0	0	0	res
Aspidosperma discolor A.DC.	Apocynaceae	0	0	0	0	0	0	0	1	res
Aspidosperma macrocarpon Mart.	Apocynaceae	0	0	8	17	0	10	0	7	amp
Aspidosperma multiflorum A. DC.	Apocynaceae	27	0	0	0	0	0	0	0	res
Aspidosperma tomentosum Mart.	Apocynaceae	0	1	3	6	15	2	1	9	amp
Astronium fraxinifolium Schott ex Spreng.	Anacardiaceae	14	0	4	0	0	0	0	0	amp
Banisteriopsis latifolia (A. Juss.) B. Gates	Malpighiaceae	0	0	0	2	0	1	0	0	res
Bowdichia virgilioides Kunth	Fabaceae	1	4	9	0	0	0	0	3	amp
Buchenavia capitata (Vahl) Eichler	Combretaceae	1	0	0	0	0	0	0	0	res
Buchenavia tomentosa Eichler	Combretaceae	0	0	1	0	0	0	0	0	amp
Byrsonima coccolobifolia Kunth	Malpighiaceae	0	16	21	36	46	18	7	26	amp
Byrsonima correifolia A. Juss.	Malpighiaceae	8	0	0	0	0	0	0	0	res
Byrsonima pachyphylla A. Juss.	Malpighiaceae	0	0	46	1	1	15	48	19	amp
Byrsonima sericea DC.	Malpighiaceae	5	0	0	0	0	0	0	0	res

continua...

Continuação Tab. 2.

Espécies	Famílias	PNSC	PERP	Cáceres	PEP 3 Picos	PEP Portal	Cocal-zinho	Faz. Suc.	Serra Dourada	Dist.
Byrsonima verbascifolia (L.) DC.	Malpighiaceae	0	0	0	0	0	2	15	0	amp
Callisthene major Mart.	Vochysiaceae	0	0	31	0	21	0	0	0	res
Callisthene microphylla Warm.	Vochysiaceae	37	0	0	0	0	0	0	0	res
Callisthene minor Mart.	Vochysiaceae	0	18	0	0	0	0	0	0	res
Callisthene mollissima Warm.	Vochysiaceae	0	0	30	0	0	0	0	0	res
Cardiopetalum calophyllum Schltdl.	Annonaceae	0	0	1	0	0	0	0	0	res
Caryocar brasiliense Cambess.	Caryocaraceae	0	3	0	0	0	24	1	12	amp
Casearia grandiflora Cambess.	Salicaceae	1	0	0	0	0	0	0	0	res
Casearia sylvestris Sw.	Salicaceae	1	0	0	0	0	0	0	0	amp
Cecropia pachystachya Trécul	Urticaceae	0	0	0	0	0	0	1	0	res
Chamaecrista orbiculata (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae	0	0	0	1	4	0	0	0	res
Chomelia ribesioides Benth. ex A. Gray	Rubiaceae	0	0	0	0	5	0	0	0	res
Clusia burchellii Engl.	Clusiaceae	0	0	0	18	19	0	0	0	res
Clusia weddeliana Planchon & Triana	Clusiaceae	0	0	0	0	0	4	0	0	res
Coccoloba mollis Casar.	Polygonaceae	0	0	5	0	0	0	0	0	res
Connarus suberosus Planch.	Connaraceae	0	0	2	1	61	6	1	2	amp
Copaifera coriacea Mart.	Fabaceae	21	0	0	0	0	0	0	0	res
Copaifera langsdorffii Desf.	Fabaceae	0	0	0	0	0	0	0	1	amp
Cordiera elliptica (Cham.) Kuntze	Rubiaceae	0	0	0	0	0	1	0	0	res
Coussarea hydrangaefolia (Benth.) Benth. & Hook. f. ex Müll. Arg.	Rubiaceae	0	0	13	0	0	0	0	0	res
Curatella americana L.	Dilleniaceae	10	0	51	0	0	0	0	0	amp
Dalbergia miscolobium Benth.	Fabaceae	0	20	0	0	0	0	1	0	amp
Davilla elliptica A. St.-Hil.	Dilleniaceae	0	0	106	0	4	11	0	29	amp
Dimorphandra gardneriana Tul.	Fabaceae	5	0	0	0	0	0	0	0	res
Dimorphandra mollis Benth.	Fabaceae	0	0	3	0	0	0	0	10	amp
Diospyros burchellii Hiern	Ebenaceae	0	0	1	0	0	0	0	0	res
Diospyros hispida A. DC.	Ebenaceae	0	3	4	1	21	0	0	0	amp
Diospyros sericea A. DC.	Ebenaceae	0	2	0	0	0	0	0	0	res

continua...

Continuação Tab. 2.

Espécies	Famílias	PNSC	PERP	Cáceres	PEP 3 Picos	PEP Portal	Cocal-zinho	Faz. Suc.	Serra Dourada	Dist.
Dipteryx alata Vogel	Fabaceae	0	0	2	0	0	0	0	0	amp
Emmotum nitens (Benth.) Miers	Icacinaceae	0	0	0	0	5	0	1	0	amp
Enterolobium gummiferum (Mart.) J.F. Macbr.	Fabaceae	0	0	0	0	0	0	1	0	amp
Eremanthus glomerulatus Less.	Asteraceae	0	1	0	5	4	2	23	0	res
Eremanthus incanus (Less.) Less.	Asteraceae	0	38	0	0	0	0	0	0	res
Eriotheca pubescens (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Malvaceae	0	0	1	1	0	1	0	0	amp
Erythroxylum daphnites Mart.	Erythroxylaceae	0	0	3	0	0	0	0	0	res
Erythroxylum deciduum A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	0	1	0	2	4	2	0	8	amp
Erythroxylum suberosum A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	0	0	0	0	0	2	8	0	amp
Erythroxylum tortuosum Mart.	Erythroxylaceae	0	0	0	0	0	1	0	0	amp
Eugenia aurata O. Berg	Myrtaceae	0	0	0	0	6	0	0	73	res
Eugenia dysenterica DC.	Myrtaceae	0	0	0	3	1	0	0	0	amp
Eugenia punicifolia (Kunth) DC.	Myrtaceae	0	0	0	2	1	0	0	0	res
Ferdinandusa elliptica (Pohl) Pohl	Rubiaceae	0	0	0	0	0	0	26	0	res
Ficus guianensis Desv. ex Ham.	Moraceae	0	0	0	0	0	0	0	2	res
Ficus insipida Willd.	Moraceae	0	0	0	0	3	0	0	0	res
Geissospermum laeve (Vell.) Miers	Apocynaceae	0	24	0	0	0	0	0	0	res
Gomidesia lindeniana O. Berg	Myrtaceae	0	0	0	1	0	0	0	0	res
Guapira graciliflora (Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	0	0	14	2	0	0	7	1	res
Guapira noxia (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	0	1	0	3	1	2	4	1	amp
Guettarda viburnoides Cham. & Schltdl.	Rubiaceae	0	0	0	0	0	0	2	0	amp
Hancornia speciosa Gomes	Apocynaceae	1	4	1	0	0	0	1	8	amp
Handroanthus ochraceus (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	3	1	2	1	0	3	3	0	amp
Handroanthus serratifolius (Vahl) S. Grose	Bignoniaceae	4	0	0	0	0	0	4	0	res
Heisteria ovata Benth.	Olacaceae	1	0	1	0	0	0	0	0	res
Heteropterys byrsonimifolia A. Juss	Malpighiaceae	0	0	0	1	5	9	21	72	amp
Himatanthus drasticus (Mart.) Plumel	Apocynaceae	25	0	0	0	0	0	0	0	res
Himatanthus obovatus (Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	0	7	3	0	0	0	0	0	amp

continua...

Continuação Tab. 2.

Espécies	Famílias	PNSC	PERP	Cáceres	PEP 3 Picos	PEP Portal	Cocal-zinho	Faz. Suc.	Serra Dourada	Dist.
Hirtella ciliata Mart. & Zucc.	Chrysobalanaceae	2	0	0	0	0	0	0	0	amp
Hirtella glandulosa Spreng.	Chrysobalanaceae	0	0	0	0	0	0	0	2	res
Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne	Fabaceae	1	4	8	1	29	25	1	8	amp
Ilex conocarpa Reissek	Aquifoliaceae	0	0	0	6	7	0	0	0	res
Jacaranda brasiliana (Lam.) Pers.	Bignoniaceae	14	0	0	0	0	0	0	0	res
Kielmeyera coriacea Mart. & Zucc.	Clusiaceae	0	10	20	8	7	6	1	53	amp
Kielmeyera lathrophyton Saddi	Clusiaceae	0	11	0	0	0	0	0	0	res
Kielmeyera rubriflora Cambess.	Clusiaceae	0	91	0	0	1	0	0	18	amp
Kielmeyera speciosa A. St.-Hil.	Clusiaceae	0	0	3	9	9	3	0	21	amp
Lafoensia pacari A. St.-Hil.	Lythraceae	0	23	60	1	5	8	5	0	amp
Leptolobium dasycarpum Vogel	Fabaceae	0	4	12	3	6	0	1	18	amp
Licania apetala (E. Mey.) Fritsch	Chrysobalanaceae	0	0	1	0	0	0	0	0	res
Licania humilis Cham. & Schltdl.	Chrysobalanaceae	0	0	0	0	1	0	0	0	res
Licania kunthiana Hook. F.	Chrysobalanaceae	0	0	0	1	10	0	0	0	res
Lippia sidoides Cham.	Verbenaceae	0	0	0	2	0	0	0	0	res
Luehea divaricata Mart.	Malvaceae	0	0	4	0	0	0	0	0	res
Macairea radula (Bonpl.) DC.	Melastomataceae	0	0	0	0	0	9	0	1	res
Machaerium opacum Vogel	Fabaceae	0	3	0	0	0	0	0	0	amp
Magonia pubescens A. St.-Hil.	Sapindaceae	0	0	3	0	0	0	0	0	amp
Matayba elaeagnoides Radlk.	Sapindaceae	0	0	0	0	0	3	0	0	res
Matayba guianensis Aubl.	Sapindaceae	0	0	0	1	9	0	0	0	amp
Mezilaurus crassiramea (Meisn.) Taub. Ex Mez	Lauraceae	0	0	14	0	0	0	0	9	res
Miconia albicans (Sw.) Triana	Melastomataceae	0	0	7	1	5	0	23	1	amp
Miconia burchellii Triana	Melastomataceae	0	0	0	0	0	47	8	0	res
Miconia chamissois Naudin	Melastomataceae	0	0	0	0	0	0	1	0	res
Miconia ferruginata DC.	Melastomataceae	0	3	0	8	4	26	54	1	amp
Miconia pepericarpa Mart. ex DC.	Melastomataceae	0	0	0	4	10	0	0	0	res
Miconia pohliana Cogn.	Melastomataceae	0	0	0	18	49	0	0	0	res

continua...

Continuação Tab. 2.

Espécies	Famílias	PNSC	PERP	Cáceres	PEP 3 Picos	PEP Portal	Cocal-zinho	Faz. Suc.	Serra Dourada	Dist.
Miconia rubiginosa (Bonpl.) A.DC.	Melastomataceae	0	0	0	0	0	5	0	0	res
Mimosa claussenii Benth.	Fabaceae	0	0	0	0	0	2	1	0	res
Mimosa setosissima Taub.	Fabaceae	0	0	0	15	6	32	0	0	res
Mimosa verrucosa Benth.	Fabaceae	1	0	0	0	0	0	0	0	res
Mouriri glazioviana Cogn.	Melastomataceae	0	0	3	0	0	0	0	0	res
Mouriri pusa Gardner	Melastomataceae	0	2	0	0	0	0	0	0	amp
Myrcia canescens O. Berg	Myrtaceae	0	0	0	1	64	0	0	0	res
Myrcia cordifolia O. Berg	Myrtaceae	0	0	0	0	0	5	0	0	res
Myrcia guianensis (Aubl.) DC.	Myrtaceae	2	0	2	0	0	0	0	0	res
Myrcia tomentosa (Aubl.) DC.	Myrtaceae	0	0	1	1	1	0	0	0	res
Myrcia variabilis DC.	Myrtaceae	0	0	0	0	0	0	0	15	res
Myrsine guianensis (Aubl.) Kuntze	Myrsinaceae	0	0	0	24	18	13	1	0	amp
Ocotea pomaderroides (Meisn.) Mez	Lauraceae	0	0	0	17	20	1	0	0	res
Ocotea spixiana (Nees) Mez	Lauraceae	0	0	0	0	6	0	0	0	res
Ouratea castaneifolia (DC.) Engl.	Ochnaceae	0	1	0	0	0	0	0	1	res
Ouratea hexasperma (A. St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	1	0	1	0	6	14	11	26	amp
Ouratea spectabilis (Mart. Ex Engl.) Engl.	Ochnaceae	0	0	3	0	0	0	0	0	amp
Palicourea rigida Kunth	Rubiaceae	0	0	1	4	1	0	37	2	amp
Parkia platycephala Benth.	Fabaceae	13	0	0	0	0	0	0	0	res
Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	Euphorbiaceae	0	1	0	0	0	0	0	0	res
Physocalymma scaberrimum Pohl	Lythraceae	0	0	1	0	0	0	0	0	res
Piptocarpha rotundifolia (Less.) Baker	Asteraceae	0	0	0	0	0	0	1	0	amp
Plathymenia reticulata Benth.	Fabaceae	31	20	0	0	0	0	15	3	amp
Plenckia populnea Reissek	Celastraceae	0	0	6	5	23	42	0	8	amp
Pouteria gardneriana (A. DC.) Radlk.	Sapotaceae	0	1	0	0	0	0	0	0	res
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	6	16	8	0	8	2	0	0	amp
Pouteria torta (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	0	0	0	0	0	2	0	0	amp
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	Burseraceae	0	0	17	0	0	0	0	0	amp

continua...

Continuação Tab. 2.

Espécies	Famílias	PNSC	PERP	Cáceres	PEP 3 Picos	PEP Portal	Cocal-zinho	Faz. Suc.	Serra Dourada	Dist.
*Pseudobombax longiflorum (*Mart. & Zucc.) A. Robyns	Malvaceae	0	0	26	0	0	0	0	1	amp
Psidium laruotteanum Cambess.	Myrtaceae	0	0	0	1	13	0	0	0	res
Psidium myrsinoides O. Berg	Myrtaceae	2	0	0	68	23	94	11	6	amp
Psidium pohlianum O. Berg	Myrtaceae	0	0	0	0	0	10	0	1	res
Pterodon pubescens (Benth.) Benth.	Fabaceae	0	40	6	0	0	0	1	3	amp
Qualea dichotoma (Mart.) Warm.	Vochysiaceae	0	23	0	0	0	0	0	0	res
Qualea grandiflora Mart.	Vochysiaceae	0	0	31	0	0	2	50	2	amp
Qualea multiflora Mart.	Vochysiaceae	6	3	5	0	39	3	0	25	amp
Qualea parviflora Mart.	Vochysiaceae	85	26	95	0	0	29	0	144	amp
Roupala montana Aubl.	Proteaceae	0	1	4	1	9	3	2	1	amp
Rourea induta Planch.	Connaraceae	0	0	0	0	0	0	0	6	amp
Rudgea viburnoides (Cham.) Benth.	Rubiaceae	0	0	2	0	0	0	0	0	amp
Salacia crassifolia (Mart. ex Schult.) G. Don	Celastraceae	0	0	0	1	2	20	18	8	amp
Salacia elliptica (Mart. ex Schult.) G. Don	Celastraceae	0	0	0	0	0	0	1	0	res
Salvertia convallariodora A. St.-Hil.	Vochysiaceae	30	0	37	0	0	0	0	0	amp
Schefflera macrocarpa (Cham. & Schltdl.) Frodin	Araliaceae	0	3	0	10	10	1	29	0	amp
Schwartzia adamantium (Cambess.) Bedel ex Giraldo-Cañas	Marcgraviaceae	0	16	0	20	48	12	0	22	rup
Simarouba versicolor A. St.-Hil.	Simaroubaceae	2	0	0	5	23	20	0	8	amp
Siphoneugena densiflora O. Berg	Myrtaceae	0	0	0	12	75	0	0	0	res
Solanum lycocarpum A. St.-Hil.	Solanaceae	0	0	0	0	0	0	1	0	res
Strychnos pseudoquina A. St.-Hil.	Loganiaceae	0	0	3	0	0	0	0	0	amp
Stryphnodendron adstringens (Mart.) Coville	Fabaceae	0	2	0	1	1	1	0	0	amp
Stryphnodendron coriaceum Benth.	Fabaceae	16	0	0	0	0	0	0	0	res
Styrax ferrugineus Nees & Mart.	Styracaceae	0	0	0	17	25	2	2	0	amp
Tachigali aureum (Tul.) Benth.	Fabaceae	0	0	24	0	0	0	1	0	amp
Tachigali paniculatum Vogel	Fabaceae	7	0	1	35	2	20	128	0	amp
Terminalia argentea Mart.	Combretaceae	0	0	9	0	0	0	0	0	amp
Terminalia fagifolia Mart.	Combretaceae	26	23	0	0	0	0	0	0	amp

continua...

Continuação Tab. 2.

Espécies	**Famílias**	**PNSC**	**PERP**	**Cáceres**	**PEP 3 Picos**	**PEP Portal**	**Cocal-zinho**	**Faz. Suc.**	**Serra Dourada**	**Dist.**
Tabebuia aurea (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	Bignoniaceae	1	0	48	0	0	0	1	0	amp
Tibouchina papyrus (Pohl) Toledo	Melastomataceae	0	0	0	16	19	7	0	10	rup
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	Rubiaceae	1	0	9	0	0	1	0	0	amp
Vatairea macrocarpa (Benth.) Ducke	Fabaceae	10	0	13	0	0	0	0	20	amp
Virola sebifera Aubl.	Myristicaceae	0	0	0	2	24	1	0	0	amp
Vitex polygama Cham.	Lamiaceae	2	0	0	0	0	0	0	0	res
Vochysia discolor Warm.	Vochysiaceae	0	6	0	0	0	0	0	0	res
Vochysia divergens Pohl	Vochysiaceae	0	0	55	0	0	0	0	0	res
Vochysia elliptica Mart.	Vochysiaceae	0	0	0	0	1	2	2	32	res
Vochysia rufa Mart.	Vochysiaceae	0	0	0	0	0	2	0	0	amp
Vochysia thyrsoidea Pohl	Vochysiaceae	0	0	0	10	18	6	9	0	res
Wunderlichia crulsiana Taub.	Asteraceae	0	0	0	0	0	0	2	84	rup
Wunderlichia mirabilis Riedel ex Baker	Asteraceae	0	0	0	3	0	4	0	0	rup
Xylopia aromatica (Lam.) Mart.	Annonaceae	0	10	5	0	24	2	0	6	amp

Tabela 3. Coeficientes de correlação nos dois primeiros eixos de ordenação e correlações ponderadas entre as variáveis ambientais resultantes da análise de correspondência canônica (CCA) para a densidade de 80 espécies amostradas em cinco áreas de cerrado rupestre, em interação com variáveis ambientais. As correlações superiores a 0,5 estão destacadas em negrito. Onde: T min = temperatura mínima. *P* = 0,002 e F = 6,381 para o primeiro eixo e *P* = 0,002 e F = 3,801 para todos os eixos canônicos.

	Coeficientes de correlação		Correlações ponderadas						
	Eixo 1	Eixo 2	Silte	Fe	pH	K	Ca	Mg	T min
Silte	**0,5618**	**0,5046**	–						
Fe	-0,3307	-0,4292	-0,2721	–					
pH	**0,6895**	-0,3027	0,0993	-0,0045	–				
K	**0,7250**	**0,5156**	**0,8733**	-0,3988	0,2786	–			
Ca	**0,5277**	**0,7600**	**0,7288**	-0,4604	0,1667	**0,8114**	–		
Mg	**0,5027**	0,3156	**0,6229**	-0,1858	0,2934	**0,6971**	**0,6667**	–	
T min	**0,7900**	**-0,5376**	0,2241	0,0730	**0,7451**	0,3239	0,0031	0,3024	–

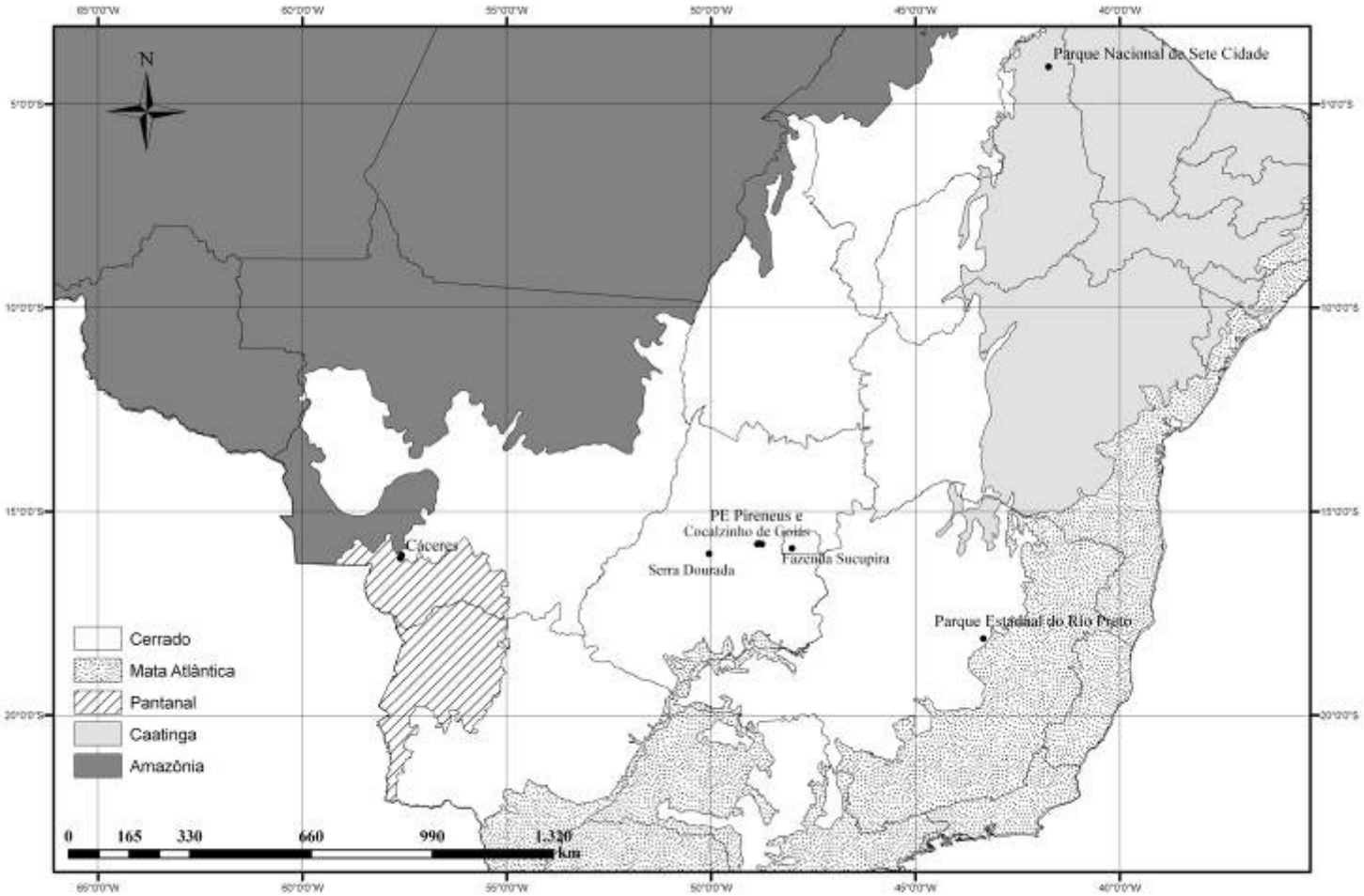

Figura 1. Localização geográfica das oito áreas de cerrado rupestre utilizadas no estudo: Parque Nacional de Sete Cidades (PI), Parque Estadual do Rio Preto (MG), Parque Estadual dos Pireneus (GO) – duas áreas: Portal e Três Picos, Cocalzinho de Goiás (GO), Fazenda Sucupira (DF), Serra Dourada (GO), Cáceres (MT). Fontes: IBGE (2001; 2004).

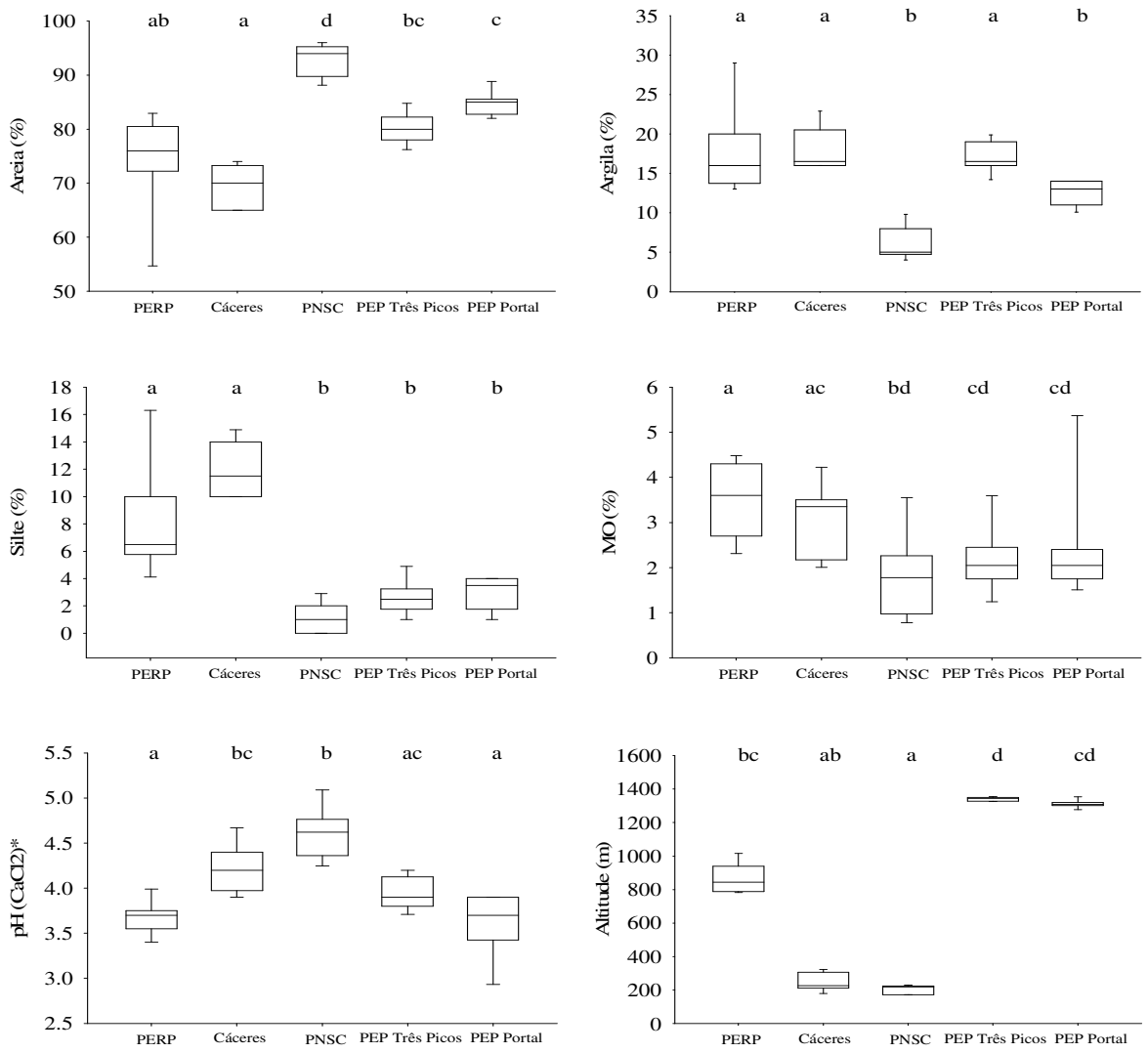

Figura 2. Amplitude (eixos no topo e na parte inferior das barras), mediana (linha no interior das barras), 1º quartil (limite inferior da barras) e terceiro quartil (limite superior da barra) para as porcentagens de areia, argila, silte e matéria orgânica (MO), potencial hidrogeniônico (pH) dos solos e altitude em 50 parcelas de cinco áreas de cerrado rupestre. Letras diferentes nos topos das barras indicam diferenças significativas pelo teste de Student-Newman-Keuls ($p < 0,05$). * Exceto para PNSC, que foi medido em H_2O.

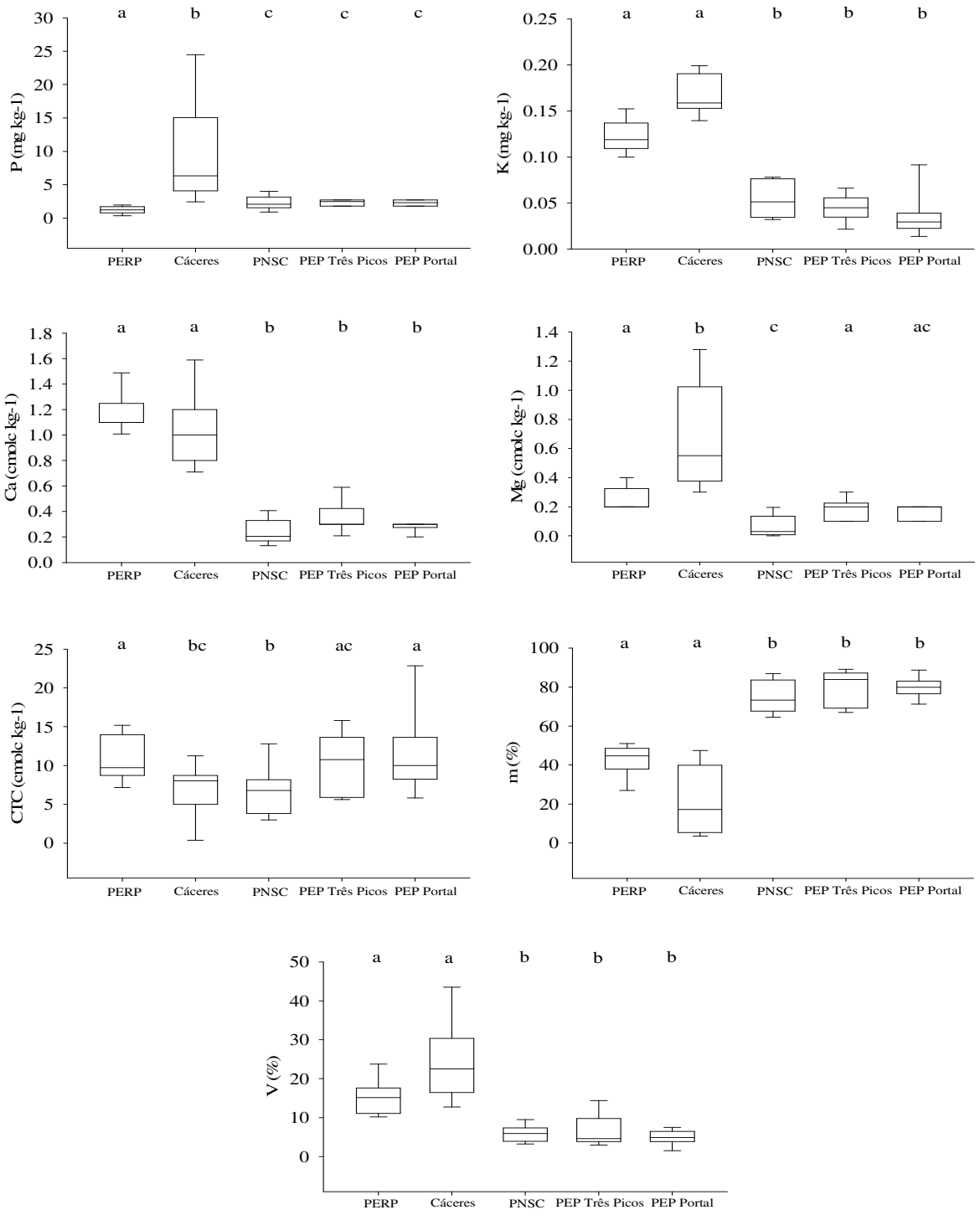

Figura 3. Amplitude (eixos no topo e na parte inferior das barras), mediana (linha no interior das barras), 1º quartil (limite inferior da barras) e terceiro quartil (limite superior da barra) para os teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), capacidade de troca catiônica (CTC), porcentagem de saturação por alumínio (m) e saturação por bases (V) dos solos em 50 parcelas de cinco áreas de cerrado rupestre. Letras diferentes nos topos das barras indicam diferenças significativas pelo teste de Student-Newman-Keuls ($p < 0,05$).

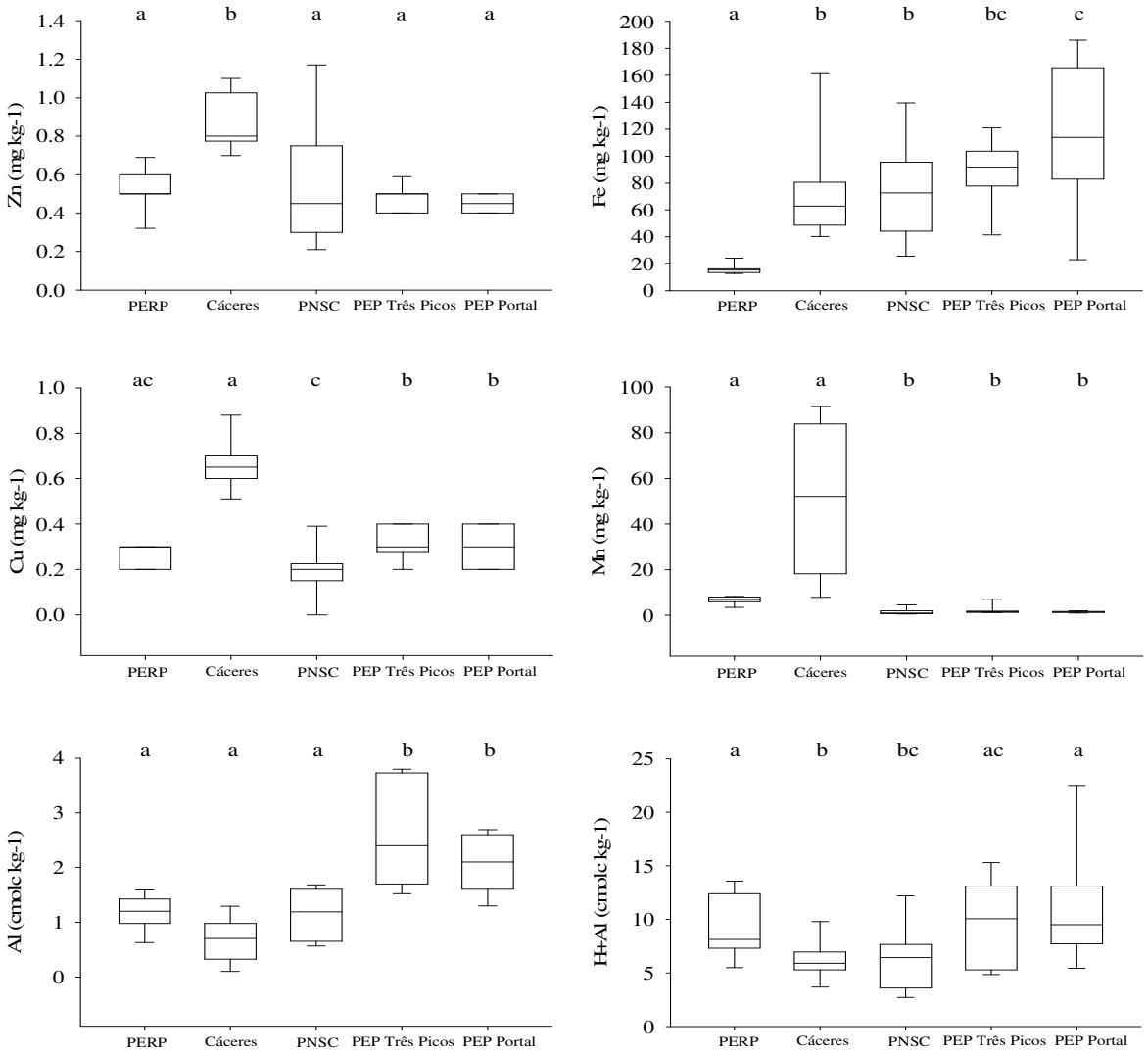

Figura 4. Amplitude (eixos no topo e na parte inferior das barras), mediana (linha no interior das barras), 1° quartil (limite inferior da barras) e terceiro quartil (limite superior da barra) para os teores de zinco (Zn), ferro (Fe), cobre (Cu), manganês (Mn), alumínio (Al) e acidez potencial (H + Al) dos solos em 50 parcelas de cinco áreas de cerrado rupestre. Letras diferentes nos topos das barras indicam diferenças significativas pelo teste de Student-Newman-Keuls ($p < 0,05$).

Porcentagem de similaridade de Sørensen (%)

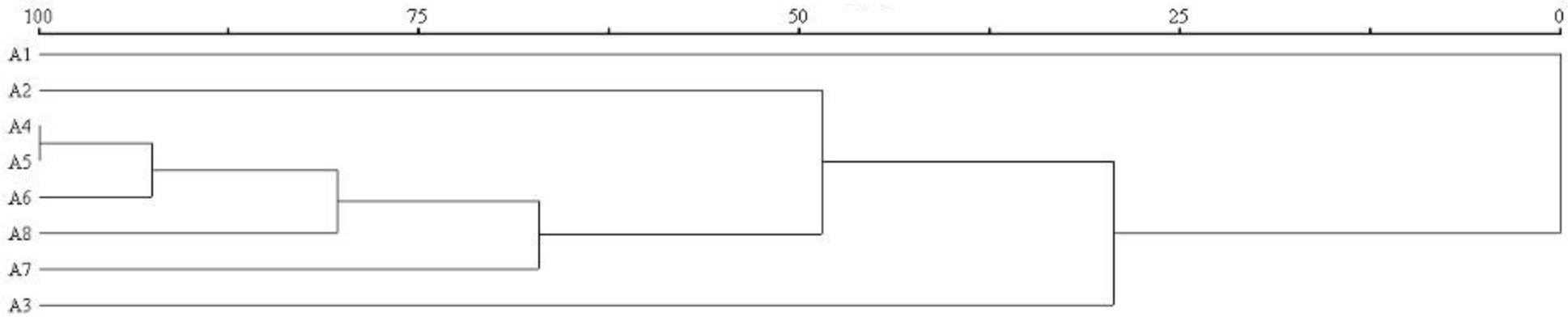

Figura 5. Dendrograma de similaridade florística obtido pelo método de médias ponderadas por grupo (UPGMA) e aplicado ao coeficiente de Sørensen para flora lenhosa de oito áreas de cerrado rupestre. Onde: A1= Parque Nacional de Sete Cidades - PI; A2 = Parque Estadual do Rio Preto - MG; A3 = Cáceres - MT; A4 = Parque Estadual dos Pireneus-Três Picos - GO; A5 = Parque Estadual dos Pireneus-Portal - GO; A6 = Cocalzinho de Goiás - GO; A7 = Fazenda Sucupira - DF; A8 = Serra Dourada - GO. Ver descrição das áreas na Tab. 1.

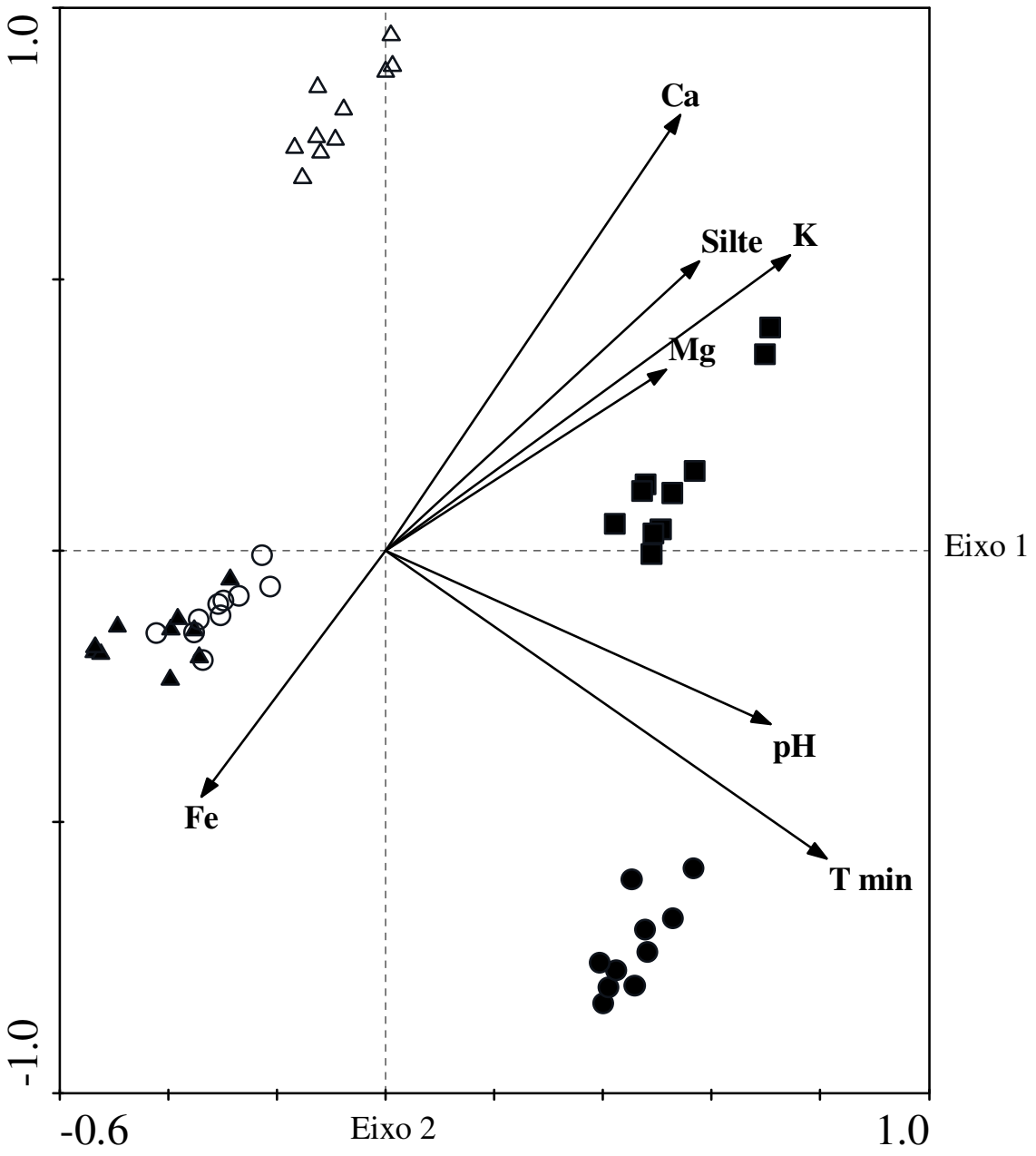

Figura 6. Diagrama de ordenação das parcelas de cinco áreas de cerrado rupestre e das variáveis ambientais representados pelos dois primeiros eixos de ordenação obtidos pela análise de correspondência canônica (CCA). Onde: Triângulos transparentes = parcelas do Parque Estadual do Rio Preto (MG); quadrados pretos = parcelas de Cáceres (MT), círculos pretos = parcelas do Parque Nacional de Sete Cidades (PI), círculos transparentes = parcelas do Parque Estadual dos Pireneus Três Picos (GO) e triângulo preto = parcelas do Parque Estadual dos Pireneus Portal (GO). T min = temperatura mínima média.

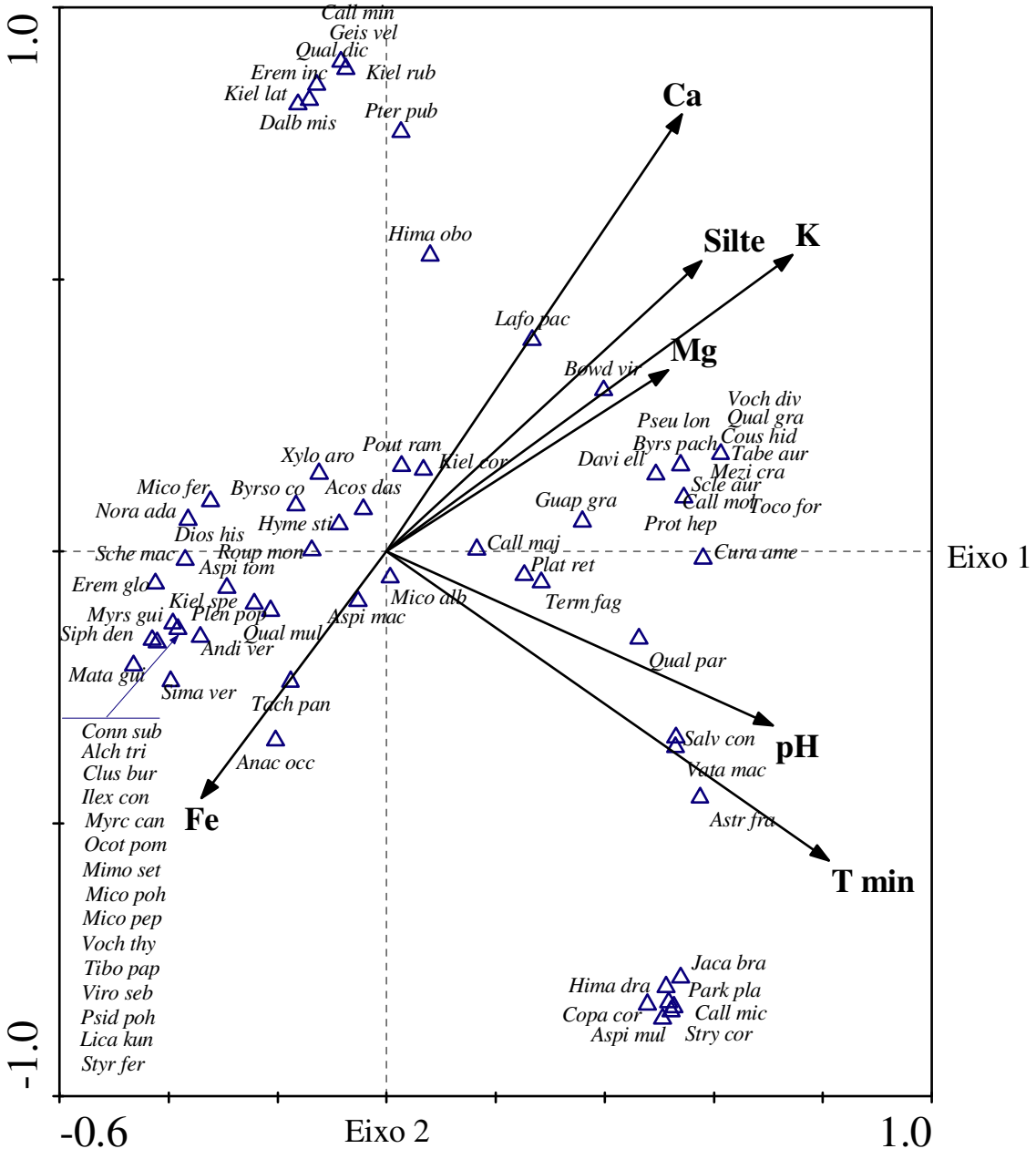

Figura 7. Diagrama de ordenação das espécies de cinco áreas de cerrado rupestre e das variáveis ambientais representados pelos dois primeiros eixos de ordenação obtidos pela análise de correspondência canônica (CCA). Os códigos das espécies correspondem às quatro primeiras letras do gênero e as três primeiras letras do epíteto botânico (vide Tab. 2). Tmin = temperatura mínima média.

Capítulo 6

Cerrado rupestre: diferenças e semelhanças da vegetação e dos fatores ambientais com áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos

RESUMO - (Cerrado rupestre: diferenças e semelhanças da vegetação e dos fatores ambientais com áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos). O objetivo desse capítulo foi verificar se áreas de cerrado rupestre no Brasil Central e em áreas marginais guardam relações florísticas e estruturais com áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos e não rochosos, bem como averiguar a influência de variações de fatores ambientais e espaciais na distribuição das áreas e das espécies. Para isso foram comparadas oito áreas de cerrado rupestre e nove áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, amostradas sob a mesma metodologia. Utilizaram-se dados de densidade de indivíduos por espécies, além de dados ambientais e espaciais por localidade. Foi registrado total de 144 espécies que apresentaram 10 ou mais indivíduos nas 17 áreas comparadas, pertencentes a 93 gêneros e 43 famílias. A flora lenhosa do cerrado rupestre é composta, em sua maioria, por espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, por espécies mais características de fisionomias florestais, por algumas poucas espécies típicas de ambientes rupestres, e por espécies ecotonais ou acessórias, no caso das áreas marginais. A metade das áreas em solos rochosos apresentou densidade e área basal inferior ao mínimo encontrado nas áreas de solos profundos. Por outro lado, a diversidade alfa e a equabilidade registradas nas áreas de cerrado rupestre foram similares às de ambientes não rupestres. Foi detectado que *Kielmeyera speciosa*, *Miconia albicans*, *Miconia ferruginata*, *Schwartzia adamantium*, *Palicourea rigida*, *Tibouchina papyrus* e *Vochysia thyrsoidea* demonstraram preferência por ambientes rupestres. As análises de classificação por Twinspan e de ordenação por CCA também indicaram espécies preferenciais e que caracterizam as áreas estudadas. A análise de classificação gerou divisões fortes entre as áreas, porém as dicotomias geradas não separaram todas as áreas de cerrado rupestre das áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, exclusivamente. A análise de ordenação demonstrou que a densidade e a florística das áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos e de cerrado rupestre avaliadas se correlacionam com altitude e número de meses secos, e evidenciaram a importância da latitude na distribuição das áreas em função da composição florística e da densidade de indivíduos.

Palavras-chave: altitude, ambiente rupestre, análise multivariada, Cerrado, clima, fitogeografia.

ABSTRACT - (Rock soil savanna: vegetation and environment differences and similarities with deep soil cerrado *sensu stricto*). Our aim in this chapter was to verify floristic and structural links between rocky soil savanna in the central plains and marginal areas with cerrado *sensu stricto* on deep non-rocky soils as well as investigate the influence of spatial and environmental factors on site and species distribution. We compared eight rocky soil savanna sites with nine deep soil cerrado *sensu stricto*, all sampled with the same methodology. The analysis used woody density per species coupled with environmental and spatial data for each site. We registered a total of 144 species that had at least ten individuals at the 17 compared sites, comprised in 93 genera and 43 families. The woody flora of rocky soil savanna seems to be composed mostly by species widely distributed in the biome, typical forest formation species, a few species typical of rocky environments and ecotone species or accessory in the case of marginal sites. Half of the sites in rocky soils had a density and basal area below the minimum found in sites of deep soils. Furthermore, alpha diversity and evenness found in these sites of rocky soil savanna were similar to those of non-rocky environments. We found that *Kielmeyera speciosa*, *Miconia albicans*, *Miconia ferruginata*, *Schwartzia adamantium*, *Palicourea rigida*, *Tibouchina papyrus* and *Vochysia thyrsoidea* demonstrated a preference for rocky environments. The TWINSPAN classification and CCA ordination analysis indicated preferential species that characterize the studied areas. The classification analysis generated strong divisions between areas, but the dichotomies did not separate exclusively all rocky soil savanna sites from deep soils sites. Ordination analysis showed that density and floristic composition of deep soils cerrado *sensu stricto* and rocky soil savanna are correlated with altitude and number of dry months. This emphasized the importance of latitude in the distribution of areas in function of the floristic composition and density.

Key words: altitude, Cerrado, climate multivariate analysis, phytogeography, rocky soil environment.

Introdução

O cerrado *sensu stricto* é a fitofisionomia predominante no bioma Cerrado (Ribeiro & Walter 2008). Ocorre predominantemente em Latossolos (46,7%) e Neossolos Quartzarênicos (14,46%), mas também pode ocorrer sobre outros tipos de solo (Reatto *et al*. 2008). Ele é caracterizado como uma savana arbórea ou arvoredo de escrube e árvores com cobertura vegetal variando entre 10-60% e que geralmente não ultrapassam a altura de 12 m (Eiten 1994). Há a presença dos estratos arbóreo e arbustivo-herbáceo bem definidos e as árvores não formam dossel contínuo (Ribeiro & Walter 2008). Possui grande riqueza florística, abarcando cerca de 16,8% do total de espécies fanerogâmicas autóctones do bioma (Walter 2006).

Várias amostragens quantitativas da vegetação lenhosa no cerrado *sensu stricto* vêm sendo realizadas em diferentes regiões no âmbito do projeto Biogeografia do Bioma Cerrado (Felfili *et al*. 1994; Felfili & Silva Júnior 2001; Felfili *et al*. 2004; 2007a) e outros estudos (por exemplo Oliveira-Filho & Martins 1991; Durigan *et al*. 2002; Meira Neto & Saporetti Júnior 2002; Silva & Soares 2002; Teixeira *et al*. 2004; Balduíno *et al*. 2005), mas as pesquisas sobre a estrutura da vegetação do cerrado *sensu stricto* sobre afloramentos rochosos, ou cerrado rupestre (*sensu* Ribeiro & Walter 2008), ainda são poucas se comparadas às de solos profundos (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009).

Alguns trabalhos de cunho fitogeográfico vêm tentando elucidar o padrão de distribuição espacial das espécies arbustivo-arbóreas ao longo do bioma, assim como os principais fatores que influenciam essa distribuição. Ratter & Dargie (1992), que avaliaram a composição florística da vegetação lenhosa de 26 áreas de cerrado *sensu lato*, e Ratter *et al*. (2003, 2006) que ampliaram estes estudos avaliando a 376 áreas de cerrado *sensu lato* e savanas amazônicas e detectaram a existência de forte padrão fitogeográfico na distribuição das espécies arbustivo-arbóreas no bioma, indicando a formação de sete grupos florísticos. Segundo os autores, a área *core* do cerrado *sensu lato* é claramente um *continuum* e a variação geográfica na distribuição da vegetação lenhosa existente baseia-se, principalmente, em fatores edáficos, climáticos e espaciais.

Nessa mesma linha investigativa, Castro & Martins (1999), com base em comparação florístico-geográfica em escala nacional e utilizando 145 listagens de espécies lenhosas, de 78 localidades, afirmam que existem diferenças florísticas ao longo do bioma, e que o cerrado do litoral e do Nordeste (baixa altitude), o cerrado do Sudeste Meridional (média altitude) e o cerrado do Planalto Central (alta altitude), constituem três supercentros de biodiversidade. Segundo esses autores a separação destes supercentros ocorre em função de barreiras

climáticas: polígono das secas e polígono das geadas; e em função das cotas altimétricas de 400-500 m e 900-1000 m de altitude média que delimitam estas áreas, conferindo ao bioma padrão florístico lati-altitudinal.

Recentemente, Felfili *et al*. (2008) detectaram padrões fitogeográficos na flora lenhosa do cerrado *sensu stricto* do Brasil Central, relacionando com características ambientais locais. Para isso, os autores analisaram a representatividade de 22 áreas com relação aos sistemas de terra propostos por Cochrane *et al*. (1985), que são formados por áreas com padrão recorrente de clima, paisagem e solos. Numa escala mais restrita, os sistemas de terra podem ser subdivididos em unidades ecológicas, as quais levam em consideração a geomorfologia dominante e os tipos de vegetação, em primeira instância, assim como a fisionomia da vegetação preponderante e sua fenologia, a topografia e a drenagem, em segunda instância (Silva *et al*. 2006).

Com base nos principais estudos fitogeográficos citados (Castro & Martins 1999; Ratter *et al*. 2003; 2006; Felfili *et al*. 2008) pode-se assumir que a distribuição espacial das espécies lenhosas e a estrutura comunitária do cerrado *sensu lato* são influenciadas por diferenciações ambientais entre os locais, tais como latitude, altitude, temperatura e precipitação, em maior escala, além de tipo e profundidade de solos e relevo em menor escala, entre outros fatores. Assim, assume-se que para a vegetação lenhosa do cerrado rupestre, algumas espécies possuem ampla distribuição no bioma, enquanto outras têm distribuição bastante limitada e restrita a determinados locais ou, ainda, provenientes de biomas vizinhos, no caso de áreas marginais.

Portanto, comparações envolvendo a composição florística, a estrutura da comunidade e análises do relacionamento da vegetação com fatores ambientais, realizadas sob metodologia padronizada, ainda são necessárias para o cerrado rupestre abrangendo as áreas marginais e centrais do bioma. Assim, partimos da premissa de que áreas de cerrado rupestre no Brasil Central e em áreas marginais do bioma guardam relações florísticas e estruturais com áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos e não rochosos. Para verificar esta premissa, analisamos os padrões de riqueza, diversidade e estrutura da vegetação de cerrado rupestre, comparando com outros levantamentos realizados em áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, realizados com metodologia similar, a fim de verificar a existência de diferenças florísticas e estruturais. Procuramos, também, elucidar se a composição florística e a estrutura da vegetação lenhosa em áreas de cerrado *sensu stricto* respondem às variações de fatores ambientais e espaciais, e se esta possível resposta é diferenciada para área rochosas e não rochosas.

Material e Métodos

Áreas de estudo e amostragem - Foram incluídas na análise 17 áreas de cerrado *sensu stricto* sobre diferentes tipos de solo, provenientes de levantamentos realizados nos estados de Goiás, Mato Grosso, Minas Gerais, Bahia e Piauí (Fig. 1 e Tab.1). Foram utilizados dados de três áreas de cerrado rupestre, localizadas próximas aos limites do bioma Cerrado: uma em região com influência da Caatinga, no Parque Nacional de Sete Cidades - PI (PNSC) (capítulo 2), uma na região com influência do Pantanal, no município de Cáceres - MT (capítulo 3) e outra em região com influência da Mata Atlântica, no Parque Estadual do Rio Preto - MG (PERP) (capítulo 4).

Foram também utilizados dados de oito áreas provenientes do Projeto Biogeografia do Bioma Cerrado e que se encontram no banco de dados do projeto (Felfili *et al.* 2004). São áreas de cerrado *sensu stricto* sobre diferentes tipos de solo, amostradas em diferentes locais: Silvânia - GO e Paracatu - MG (Felfili *et al*. 1994); Correntina - BA e São Desidério - BA (Felfili *et al*. 2001); Água Boa - MT (Felfili *et al*. 2002); e Nova Xavantina - MT (Felfili *et al*. 2008), Alvorada do Norte-Simolândia-Buritinópolis-GO, APA das Cabeceiras do Rio Cuiabá - MT (Felfili *et al*. 2008; Felfili 2008). Além disso, foram utilizados dados provenientes de outros estudos realizados no Cerrado: Fazenda Sucupira, Brasília - DF (Amaral *et al*. 2006), duas áreas no Parque Estadual dos Pireneus - GO (Moura 2006; Moura *et al*. 2007), Serra Dourada, Mossâmedes - GO (Miranda *et al*. 2007), Parque Nacional de Sete Cidades sob Neossolo Quartzarênico (PNSC areia) - PI (Lindoso 2008) e Cocalzinho de Goiás - GO (Pinto *et al*. 2009).

Dentre as áreas estudadas, oito são de ambientes rupestres e solos rasos: Parque Nacional de Sete Cidades rochoso (PI), Parque Estadual do Rio Preto (MG), Cáceres (MT), Parque Estadual dos Pireneus Três Picos (GO), Parque Estadual dos Pireneus Portal (GO), Cocalzinho de Goiás (GO), Fazenda Sucupira (DF) e Serra Dourada (GO). As demais são áreas de solo profundos: Silvânia (GO), Paracatu (MG), Correntina (BA), São Desidério (BA), Nova Xavantina (MT), Água Boa (MT), Alvorada do Norte-Simolândia-Buritinópolis (GO) , APA Cabeceiras do Rio Cuiabá (MT) e Parque Nacional de Sete Cidades areia (PI).

Todas as áreas foram amostradas seguindo a mesma metodologia (Felfili *et al*. 2005), qual seja: em cada área foram estabelecidas 10 parcelas de 20 × 50 m de extensão, onde foram medidos todos os indivíduos lenhosos encontrados no interior das parcelas com diâmetro igual ou superior a 5 cm, tomado a 30 cm da superfície do solo [D(30 cm do solo) ≥ 5 cm]. As 17 áreas em questão, portanto, totalizam 170 parcelas, ou 17 ha disjuntos de cerrado *sensu stricto*.

Dados ambientais e geográficos - As informações das 17 áreas foram obtidas de diferentes fontes. As coordenadas geográficas e altitude do PNSC rochoso, PERP e Cáceres foram tomadas em campo a partir de GPS (*Global Positioning System*). As coordenadas geográficas, altitudes e tipo de solo das demais áreas são as que constam nas respectivas publicações (Tab. 1). As informações sobre tipo de rocha foram obtidas mediante consulta a mapas de geologia estaduais em formato *shape* da Companhia de Pesquisas dos Recursos Minerais - CPRM (escala 1:1.000.000, com exceção do mapa de Goiás e Distrito Federal, com escala de 1:500.000), disponíveis em sua mapoteca virtual (http://www.cprm.gov.br/). Para a obtenção dos dados de temperatura e precipitação média nas áreas foi utilizada a base de dados climáticos do Worldclim versão 1.4 (Hijmans *et al*. 2005), disponível em http://www.worldclim.org/, que usa a interpolação de dados observados em período de cinqüenta anos (1950-2000). Para calcular o número de meses secos utilizou-se o critério de Gaussen (1949, *apud* Rizzini 1997), que considera um mês seco quando sua precipitação, em mm, é inferior ou igual ao dobro da temperatura média anual em ^{o}C.

Análise de espécies indicadoras - Procedeu-se à análise de espécies indicadoras (Dufrêne & Legendre 1997) por meio do programa PC-ORD (McCune & Mefford 2006), a fim de verificar a preferência das espécies em relação à profundidade e rochosidade do solo: solos rasos e rochosos × solos profundos e não rochosos. Para tanto foram utilizadas duas matrizes: a primária, com os dados de densidade das espécies com mais de 10 indivíduos presentes na somatória das 17 áreas; e a matriz secundária, com a variável categórica profundidade do solo e presença de afloramentos de rocha (solo raso e rochoso × solo profundo e não rochoso). Esta análise combina a abundância relativa das espécies com a sua frequência relativa de ocorrência nos grupos determinados na matriz secundária (Dufrêne & Legendre 1997). Assim, são calculados os Valores Indicativos (VIn) para cada espécie, que tem sua significância testada pelo teste de permutação de Monte Carlo (Leps & Smilauer 1999), sendo consideradas indicadoras de determinado habitat apenas as espécies que apresentaram $p < 0,05$.

Classificação das áreas - Para identificar padrões na distribuição das espécies nas comunidades foi realizada, mediante o uso do programa PC-ORD (McCune & Mefford 2006), a classificação da vegetação através da aplicação do método Twinspan (*Two-Way Indicator Species Analysis*), que por meio de dicotomizações sucessivas classifica simultaneamente espécies e parcelas e evidencia aquelas indicadoras e preferenciais (Kent & Coker 1992, McCune & Grace 2002). Divisões com autovalores acima de 0,3 são consideradas fortes e com significado ecológico (Gauch 1982). Para essa análise foi utilizada uma matriz com a densidade das espécies com 10 ou mais indivíduos presentes nas 17 áreas, totalizando 144 espécies. Como níveis de corte para as pseudoespécies foram utilizados os valores de 0, 2, 5,

10 e 20, *default* do programa. Como resultado da análise por Twinspan é apresentado um dendrograma de classificação das áreas (Kent & Coker 1992).

Relação entre a vegetação e as variáveis ambientais e espaciais - Para avaliar a correlação entre as espécies e suas respectivas densidades nas 17 áreas com relação às variáveis ambientais e espaciais, foi realizada a análise de ordenação pelo método de classificação canônica (CCA), de acordo com procedimento proposto por Borcard *et al*. (1992). Para tanto foram preparadas três matrizes: uma com a densidade de espécies, outra com as variáveis ambientais e por fim uma com as variáveis espaciais. Como as espécies com poucos indivíduos influenciam pouco nos resultados da ordenação (Felfili *et al*. 2007b), foram incluídas na matriz de densidade de espécies aquelas registradas nas 17 áreas que apresentaram 10 ou mais indivíduos (na somatória das áreas). Seus valores foram transformados pela expressão ln (DA + 1), onde DA = densidade absoluta, para reduzir a discrepância de alguns valores, conforme recomendado por ter Braak (1995). Espécies com diferentes variedades foram agrupadas e consideradas apenas como uma espécie (três espécies) e foram excluídas aquelas identificadas apenas em nível de gênero (18 espécies) ou família (cinco espécies) e as indeterminadas (três espécies). Foi checada a existência de sinonímias, no banco de dados virtual do Missouri Botanical Garden (acessível em http://www.tropicos.org/) e na listagem de Mendonça *et al*. (2008) e, quando existente, as espécies foram incluídas sob um único nome (por exemplo: *Andira paniculata* foi incluída como *Andira vermifuga*). A matriz de variáveis ambientais contou com dados de precipitação, temperaturas máxima, mínima e média, número de meses secos, altitude, tipo de solo e tipo de rocha. Por fim, a matriz de variáveis espaciais foi constituída pelas coordenadas de todas as áreas em graus decimais ("x" representando a longitude e "y" a latitude), e mais sete variáveis derivadas: x^2, x^3, y^2, y^3, x*y, x^2*y e x*y^2 (Borcard *et al*. 1992).

Em seguida foram realizadas quatro CCA com o uso do pacote de programas CANOCO for Windows versão 4.5 (ter Braak & Smilauer 1998): a CCA1 relacionou a matriz de espécies com a de variáveis ambientais, a CCA2 a matriz de espécies com as variáveis espaciais, a CCA3 a matriz de espécies com variáveis ambientais e covariáveis espaciais e a CCA4 a matriz de espécies com variáveis espaciais e covariáveis ambientais. Conforme adotado por Machado *et al*. (2008), durante as CCA1 e CCA2 as variáveis ambientais e espaciais foram avaliadas por meio de testes de permutação de Monte Carlo, a fim de verificar sua significância, utilizando rotina de seleção progressiva. Após esta análise apenas duas variáveis ambientais foram consideradas significativas: altitude e número de meses secos; e três espaciais: x, y e x^2. A variável espacial "x" apresentou elevado valor de inflação e foi

retirada da análise, restando apenas y e x^2. As demais variáveis foram descartadas das análises.

Foram realizados testes de permutação de Monte Carlo (Leps & Smilauer 1999) para cada CCA, e seus resultados proporcionaram a estimativa da variação dos dados das espécies que é explicada apenas pelas variáveis ambientais, apenas pelas variáveis espaciais, pelo conjunto das duas variáveis, e também da variação estocástica ou indeterminada, ou seja: que não é explicada nem pelas variáveis ambientais em questão, nem pelas espaciais (Borcard *et al*. 1992). Além disso, foram construídos dois diagramas biplots apresentando a ordenação das áreas e variáveis ambientais entre locais e a ordenação das espécies e variáveis ambientais, conforme resultados da CCA1, para facilitar a visualização da distribuição espacial das áreas e das espécies em relação às variáveis ambientais.

Resultados

Composição florística e estrutura da vegetação - Foram registradas 249 espécies nas 17 áreas analisadas. Considerando apenas aquelas que apresentaram 10 ou mais indivíduos, levando em conta o somatório das áreas (Tab. 2), este número diminuiu para 144 espécies, distribuídas em 93 gêneros e 43 famílias. As espécies mais abundantes foram: *Qualea parviflora* (1.122 indivíduos e ocorreu em 14 áreas), *Curatella americana* (660 indivíduos em oito áreas), *Qualea grandiflora* (593 indivíduos em 13 áreas), *Kielmeyera coriacea* (423 indivíduos em 14 áreas), *Davilla elliptica* (414 indivíduos em nove áreas), *Pouteria ramiflora* (367 indivíduos em 13 áreas), *Byrsonima pachyphylla* (352 indivíduos em 14 áreas) e *Andira vermifuga* (346 indivíduos em 11 áreas).

Entre as 144 espécies registradas nas 17 áreas (N > 10 indivíduos), 130 estiveram presentes nas áreas de ambiente rupestre. Dentre as espécies que ocorreram nos ambientes rupestres, 80 ou 61,5% são consideradas espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2006). Incluímos a espécie *Matayba guianensis* nesse grupo, apesar de não ser indicada por Ratter *et al*. (2006), pelo fato dela estar presente em mais de 30% das áreas amostradas pelos referidos autores, faixa em que normalmente estão presentes, na listagem de Ratter *et al*. (2006), as espécies consideradas de ampla distribuição. Das 144 espécies analisadas, 14 ocorreram apenas em áreas de solos profundos e 29 apenas em ambiente rupestre. Excluindo-se as espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, destas 29 espécies que ocorreram exclusivamente em áreas rochosas, restam 26 espécies de distribuição mais restrita ao ambiente rupestre, dentre as áreas presentemente avaliadas. São elas: *Alchornea triplinervea*, *Aspidosperma multiflorum*, *Callisthene major*, *Callisthene microphylla*, *Callisthene minor*, *Callisthene mollissima*, *Clusia burchellii*, *Coussarea*

hydrangaefolia, *Eremanthus incanus*, *Eugenia aurata*, *Geissospermum vellosii*, *Ilex conocarpa*, *Licania kunthiana*, *Macairea radula*, *Miconia burchellii*, *Miconia pepericarpa*, *Mimosa setosissima*, *Ocotea pomaderroides*, *Psidium pohlianum*, *Qualea dichotoma*, *Schwartzia adamantium*, *Siphoneugena densiflora*, *Tibouchina papyrus*, *Vochysia divergens*, *Vochysia thyrsoidea*, *Wunderlichia crulsiana*.

A densidade de indivíduos nas áreas de cerrado rupestre (Tab. 3) variou entre 456 a 1.112 ind ha^{-1} e a área basal de 3,48 a 10,33 m^2 ha^{-1}. Das oito áreas de cerrado rupestre analisadas, quatro apresentaram densidade inferior ao mínimo encontrado nas áreas de solos mais profundos (PNSC, PERP, PEP Três Picos, Fazenda Sucupira), e três inferiores para a área basal (PNSC, PEP Três Picos, Fazenda Sucupira). A densidade e área basal das demais áreas estão dentro do escopo de variação. Por outro lado, a diversidade alfa (H') e a equitabilidade (J') encontradas nas áreas de ambiente rupestre foram compatíveis com as de áreas não rochosas (Tab. 3). A riqueza em espécies também se manteve no limite de variação das áreas não rochosas, com exceção do Parque Estadual do Rio Preto, que apresentou o mais baixo número de espécies entre as 17 áreas comparadas (ver discussão no capítulo 4).

Espécies indicadoras de ambientes rupestres - A análise de espécies indicadoras apresentou 12 espécies com preferência significativa (teste de Monte Carlo; $p < 0,05$) por algum dos dois tipos de solo testados: solos rasos e rochosos ou solos profundos e não rochosos. As espécies *Kielmeyera speciosa*, *Miconia albicans*, *Miconia ferruginata*, *Schwartzia adamantium*, *Palicourea rigida*, *Tibouchina papyrus* e *Vochysia thyrsoidea* demonstraram preferência por solos rasos e rochosos. As espécies preferenciais por solos mais profundos ($p < 0,05$) foram: *Annona crassiflora*, *Bowdichia virgilioides*, *Couepia grandiflora*, *Curatella americana*, *Dimorphandra mollis*, *Eriotheca gracilipes*, *Erythroxylum suberosum*, *Magonia pubescens*, *Pouteria ramiflora*, *Qualea grandiflora*, *Handroanthus ochraceus* e *Vochysia rufa*. Portanto, a grande maioria das espécies (132) se mostrou indiferente ao tipo de substrato

Classificação das áreas **-** A classificação das áreas pelo método Twinspan (Fig. 2) gerou divisões consistentes, com autovalores superiores a 0,3, indicando divisões ecológicas fortes, ou seja, que esses componentes são relevantes na determinação da variação dos dados (Gauch 1982; Felfili *et al*. 2007b). Assim, constata-se que heterogeneidade florística entre áreas, ou seja, que a diversidade beta entre os agrupamentos gerados é elevada. A primeira divisão dicotômica separou do lado negativo (lado esquerdo), as duas áreas do PNSC, PERP e Cáceres, juntamente com as áreas de solos não rochosos, das áreas rochosas localizadas no estado de Goiás e Distrito Federal, no lado positivo (lado direito). O lado negativo da divisão teve como espécies indicadoras *Salvertia convallariodora* e *Bowdichia virgilioides*, espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2006). Além disso, apresentou várias

espécies preferenciais, uma mistura de espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2006), espécies mais predominantes em habitats florestais e espécies presentes nas áreas ecotonais, como: *Curatella americana*, *Qualea parviflora*, *Pouteria ramiflora*, *Pseudobombax longiflorum*, *Couepia grandiflora*, *Dalbergia miscolobium*, *Vatairea macrocarpa*, *Vochysia rufa*, *Diospyros burchellii*, *Astronium fraxinifolium*, *Tachigali aureum*, *Terminalia fagifolia*, *Ouratea spectabilis*, *Caryocar coriaceum*, *Eriotheca gracilipes*, *Dimorphandra mollis*, *Himatanthus obovatus* e *Mouriri pusa*.

As espécies indicadoras e preferenciais das áreas rupestres de Goiás e Distrito Federal são espécies de distribuição restrita no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2006), como *Alchornea triplinervea*, *Callisthene major*, *Miconia pohliana*, *Vochysia thyrsoidea*, *Clusia burchellii*; espécies características de ambientes rupestres como *Schwartzia adamantium*, *Tibouchina papyrus* e *Wunderlichia crulsiana* (Mendonça *et al*. 2008); e espécies de ampla distribuição (Ratter *et al*. 2006), como *Miconia ferruginata*, *Myrsine guianensis*, *Miconia albicans*, *Palicourea rigida*, *Diospyros hispida*, *Simarouba versicolor*, *Kielmeyera speciosa* e *Virola sebifera*. Como espécies não preferenciais ou generalistas das áreas de cerrado rupestre foram citadas espécies de ampla distribuição (Ratter *et al*. 2006): *Qualea grandiflora*, *Qualea multiflora*, *Ouratea hexasperma*, *Byrsonima coccolobifolia*, *Byrsonima pachyphylla*, *Connarus suberosus*, *Andira vermifuga*, *Roupala montana*, *Tachigali paniculatum*, *Xylopia aromatica*, *Davilla elliptica*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Aspidosperma tomentosum*, *Leptolobium dasycarpum*, *Plathymenia reticulata*, entre outras.

O segundo nível de divisão dicotômica do grupo da esquerda separou as duas áreas do PNSC das demais áreas. Na separação das áreas do PNSC constaram como espécies preferenciais nove espécies que ocorrem exclusivamente ou com maior frequência no cerrado do Nordeste, sete espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* e duas com distribuição mais restrita no cerrado *sensu lato* (Tab. 4). Do outro lado da divisão ficaram espécies de distribuição mais ampla, como: *Aspidosperma tomentosum*, que foi espécie indicadora, e dentre as preferenciais destacaram-se: *Vochysia rufa, Annona crassiflora*, *Andira vermifuga*, *Couepia grandiflora*, *Brosimum gaudichaudii*, *Eriotheca gracilipes*, *Mouriri pusa*, *Kielmeyera rubriflora*, *Erythroxylum suberosum*, *Connarus suberosus*, *Davilla elliptica*, *Roupala montana*, *Xylopia aromatica*, *Terminalia argentea*, *Pterodon pubescens*, *Pseudobombax tomentosum*. Como espécies não preferenciais ou generalistas desses ambientes constaram apenas espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (Tab. 5).

A segunda divisão dicotômica do grupo do lado direito (ambientes rupestres) separou de um lado a Fazenda Sucupira (DF) e Serra Dourada (GO) e do outro as três áreas amostradas na Serra dos Pireneus - GO (PEP Três Picos, PEP Portal e Cocalzinho de Goiás).

O agrupamento da Fazenda Sucupira e Serra Dourada trouxe como espécies preferenciais 15 espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, sete de distribuição mais restrita no cerrado *sensu lato*, e *Wunderlichia crulsiana*, característica de ambientes rupestres (Tab. 4). Do lado das áreas da Serra dos Pireneus as espécies preferenciais foram uma mistura de espécies de distribuição ampla (13 espécies) e restrita no cerrado *sensu lato* (17) (Tab. 4). Como espécies generalistas dessas áreas podem ser citadas 18 espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* e duas espécies peculiares de ambientes rupestres: *Schwartzia adamantium* e *Tibouchina papyrus* (Tab. 5).

Na última divisão significativa a área do PERP foi separada das demais, tendo como espécies preferenciais quatro com distribuição restrita no cerrado *sensu lato*, sete espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, além de *Geissospermum laeve,* que é mais comum em Floresta Atlântica (Kurtz & Araújo 2000; Oliveira-Filho & Fontes 2000), e *Schwartzia adamantium*, restrita a ambientes rupestres (Tab. 4). No outro lado da divisão apresentou como espécies preferenciais 51 que possuem ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, sete que tem distribuição restrita no cerrado *sensu lato*, e *Caryocar coriaceum*, que tem distribuição restrita ao cerrado do Nordeste, em função das duas áreas da Bahia neste grupo: Correntina e São Desidério (Tab. 4). Como espécies generalistas dessas áreas constaram cinco espécies de ampla distribuição (Tab. 5).

Relação entre a vegetação e as variáveis ambientais e espaciais - A CCA ambiental explicou 24,9% da variação total das espécies e 100% da variância total dos dados para a relação espécies-variáveis ambientais nos dois primeiros eixos (Tab. 6). A CCA espacial 24,7% da variação total das espécies e 100% para a relação espécies-variáveis ambientais nos dois primeiros eixos (Tab. 6). Assim, percebe-se que a distância geográfica entre as áreas influenciou a composição e a densidade de espécies nessas áreas, quase tanto quanto as variáveis ambientais analisadas. Na Fig. 3 fica mais evidente a influência similar dos componentes ambiental e espacial, pois observa-se que 20,07% (CCA4) da variação é puramente espacial, e 20,36% puramente ambiental (CCA3). Além disso, 4,6% da variação foi indistintamente espacial e ambiental e deve-se à estrutura espacial do próprio ambiente, conforme sugerido por Machado *et al*. (2008). Assim, pouco menos da metade (45,03%) da variação foi explicada pelo ambiente e espaço, conjuntamente. O restante da variação (54,97%) deve-se a fatores estocásticos ou não avaliados nesta análise. Este alto valor de variância não explicada pela análise ou estocástica é comum em análises de dados de vegetação em comunidades nativas e não compromete a análise (ter Braak & Smilauer 1998), visto que as correlações entre os dados qualitativos das espécies e as variáveis ambientais ou espaciais de todas as CCA, tanto no primeiro quanto no conjunto de todos os eixos foram

altas e significativamente correlacionadas, conforme indicado pelo teste de Monte Carlo, com $p < 0,05$ (Tab. 4). As CCA1, CCA2 e CCA3 apresentaram autovalores elevados, superiores a 0,3 para o primeiro eixo e para a somatória de todos os eixos. A CCA4 apresentou autovalor de 0,269 para o primeiro eixo e de 0,493 para todos os eixos. Isso indica gradientes de médios a longos, com grande substituição de espécies (e suas abundâncias) entre as áreas (Ter Braak 1997).

A análise de correlação das variáveis espaciais demonstrou que a variável espacial latitude (y) esteve fortemente correlacionada com os primeiros eixos das CCA2 e CCA4, com valores de 0,97 e 0,89, respectivamente (Tab. 4). Já entre as variáveis ambientais, a altitude apresentou correlações mais fortes com os primeiros eixos das CCA1 e CCA3, com valor de 0,94 nas duas CCA. As variáveis longitude (x^2) e número de meses secos correlacionaram-se mais fortemente com o segundo eixo, mas com valores expressivos: 0,82 e 0,95 (CCA 2 e 4) para a longitude e 0,76 e 0,90 (CCA 1 e 3) para o número de meses secos.

No diagrama de ordenação das áreas e variáveis ambientais gerado pela CCA1 (Fig. 4), observa-se a formação de alguns grupos distintos. As duas áreas do Piauí (PNSC) formaram grupo fortemente correlacionado com o número de meses secos, assim como as áreas do PERP, Serra Dourada, São Desidério, Correntina e Alvorada do Norte, que formaram outro grupo. A área de Cáceres também exibiu correlação com o número de meses secos, mas de forma mais fraca. Outro agrupamento foi formado pelas áreas do PEP (Três Picos e Portal), Cocalzinho de Goiás, Fazenda Sucupira e Silvânia, com forte correlação com a altitude. A área de Paracatu, que ficou isolada das demais, também apresentou correlação com a altitude, porém mais fraca. Nova Xavantina e Água Boa se agruparam, mas mostraram baixa correlação com as duas variáveis ambientais em questão, assim como a APA das Cabeceiras do Rio Cuiabá. Percebe-se, portanto, que não houve separação das áreas em função da presença ou não de afloramentos rochosos, ou da profundidade do solo (raso ou profundo).

Observa-se no lado inferior direito do diagrama de ordenação das espécies e variáveis ambientais (Fig. 5), que houve agrupamento de espécies características de ambientes rupestres amostrados em Goiás, em especial na Serra dos Pireneus, demonstrando elevada correlação com a altitude, composto por: *Alchornea triplinervea*, *Clusia burchellii*, *Ilex conocarpa*, *Matayba guianensis, Miconia pepericarpa*, *Miconia pohliana*, *Ocotea pomaderroides*, *Siphoneugena densiflora*, *Mimosa setosissima*, *Virola sebifera*, *Vochysia thyrsoidea*, *Schwartzia adamantium*, *Myrsine guianensis* e *Tibouchina papyrus*. Também foi verificado agrupamento de espécies características do Parque Nacional de Sete Cidades - PI, com forte correlação com o número de meses secos, no lado inferior esquerdo, são elas: *Dimorphandra gardneriana*, *Byrsonima crassifolia*, *Stryphnodendron coriaceum*, *Jacaranda brasiliana*,

Himatanthus drasticus, *Aspidosperma multiflorum*, *Callisthene microphylla*, *Copaifera coriacea*, além de *Tapirira guianensis* e *Caryocar coriaceum*. Também é perceptível agrupamento de espécies preponderantes do PERP, na lado direito do diagrama, correlacionado com as duas variáveis ambientais: *Callisthene minor*, *Eremanthus incanus*, *Geissospermum vellosii*, *Qualea dichotoma* e *Kielmeyera lathrophyton*. Por fim, do lado esquerdo do diagrama, observa-se agrupamento de três espécies caracteríticas da área rochosa de Cáceres: *Vochysia divergens*, *Callisthene molissima* e *Coussarea hydrangaefolia*, apresentando correlação, embora fraca, com o número de meses secos.

Ainda na Fig. 5, nota-se um agrupamento de várias espécies mais ao centro do diagrama, indicando que essas são plantas generalistas das áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos rasos e profundos, sob a análise das variáveis ambientais em questão. Assim, pode-se citar como espécies generalistas: *Qualea multifora*, *Aspidosperma tomentosum*, *Andira vermifuga*, *Kielmeyera coriacea*, *Dalbergia miscolobium*, *Hancornia speciosa*, *Ouratea hexasperma*, *Byrsonima coccolobifolia*, *Aspidosperma macrocarpon*, *Handroanthus ochraceus*, *Connarus suberosus*, *Dimorphandra mollis*, *Kielmeyera rubriflora*, *Qualea parviflora*, *Lafoensia pacari*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Bowdichia virgilioides*, entre outras. Este grupo de espécies, juntamente com as espécies não preferenciais ou generalistas indicadas para cada divisão na análise de classificação (Tab. 5) podem ser utilizadas em ações de recuperação nas áreas em questão, pois sua ampla ocorrência demonstra sua maior capacidade de adaptação às diferentes condições ambientais abarcadas pelas áreas. Além disso, é possível utilizar na recuperação de determinadas áreas espécies características de determinadas localidades, como as detectadas pelo Twinspan como preferenciais de determinados agrupamentos ou localidades, e também pela CCA. Para isso, devem-se considerar os gradientes físicos locais e sua influência sobre a composição e distribuição de espécies (Gram *et al*. 2004).

Discussão

Composição florística e estrutura da vegetação - A flora do cerrado *sensu stricto* nas 17 áreas avaliadas (Tab. 1 e 2) é composta, em sua maioria, por espécies de ampla distribuição no cerrado *lato sensu*: 61,5% das 144 espécies fazem parte do grupo de espécies oligárquicas dominantes proposto por Ratter *et al*. (2006). As demais espécies (38,5%) podem ser consideradas de distribuição mais restrita no cerrado *sensu lato*, porém se destacam em densidade localmente. Este é o caso, por exemplo, de *Parkia platycephala*, *Himatanthus drasticus* e *Stryphnodendron coriaceum*, que ocorreram nas duas áreas do Parque Nacional de

Sete Cidades (PI) e têm distribuição restrita ao cerrado do Nordeste do Brasil (Castro *et al*. 1998).

A maior parte das espécies encontradas apenas nos ambientes rupestres e que não fazem parte das espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (*sensu* Ratter *et al*. 2006), são espécies de distribuição geográfica limitada, mas que não são influenciadas ou limitadas pela profundidade do solo ou pela presença ou não de afloramentos rochosos. Dentre essas espécies, encontramos aquelas com características ecotonais, também chamadas de espécies acessórias (Rizzini 1997), influenciadas pelos biomas vizinhos, no caso de áreas marginais no bioma. Este é o caso, no PNSC, de *Parkia platycephala*, *Himatanthus drasticus*, *Callisthene microphylla*, *Copaifera coriacea*, *Aspidosperma multiflorum*, *Dimorphandra gardneriana* e *Stryphnodendron coriaceum*, para o PNSC, espécies características do cerrado do Nordeste (Castro *et al*. 1998). Já para o PERP pode ser citada *Geissospermum vellosii*, espécie mais comum em Floresta Atlântica (Kurtz & Araújo 2000; Oliveira-Filho & Fontes 2000); e em Cáceres *Vochysia divergens*, espécie bastante comum no Pantanal (Pott & Pott 1997; Marimon *et al*. 2008). Há também espécies que ocorrem na área *core* do bioma, em diferentes fitofisionomias, mas que são menos frequentes no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2006), como, por exemplo, *Psidium pohlianum*, *Eugenia aurata*, *Macairea radula* e *Siphoneugena densiflora*. Também estão presentes aquelas que são mais características de áreas florestais, como *Coussarea hydrangaefolia*, *Ilex conocarpa*, *Matayba guianensis*, *Ocotea pomaderroides*, *Qualea dichotoma* e *Virola sebifera*, entre outras (Mendonça *et al*. 2008).

Por fim, temos no cerrado rupestre algumas espécies que têm associação direta com ambientes rochosos, tais como *Schwartzia adamantium*, restrita a ambientes rupestres (Peixoto 1985; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009), presente em cerrado rupestre e campo rupestre *lato sensu* (Mendonça *et al*. 2008); *Wunderlichia crulsiana*, que ocorre em cerrado rupestre e campo rupestre *stricto sensu* (Mendonça *et al*. 2008); e *Tibouchina papyrus*, que ocorre em cerrado rupestre e campo rupestre *stricto sensu* (Mendonça *et al*. 2008), essa última com distribuição restrita aos estados de Goiás (Rizzo 1970; Munhoz & Proença 1998) e Tocantins, citada para o município de Natividade (Teixeira 1969). Além disso, foram registradas outras espécies que ocorrem tanto em ambientes rupestres como em não rupestres, como *Alchornea triplinervea*, *Eremanthus incanus*, *Licania kunthiana*, entre outras.

Assim, a flora lenhosa do cerrado rupestre é composta, em sua maioria, por espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, por espécies mais características de fisionomias florestais, por algumas poucas espécies típicas de ambientes rochosos, e por espécies ecotonais ou acessórias, no caso de áreas marginais, corroborando o encontrado por Amaral *et*

al. (2006) e Pinto *et al*. (2009). A presença de elementos da flora de biomas vizinhos sobre a flora do cerrado *sensu stricto* é maior quanto mais longe se estiver do centro geográfico do bioma Cerrado, ou seja, em áreas marginais do Cerrado (Méio *et al*. 2003). Já a presença de espécies de formações florestais deve-se à distribuição em mosaicos do cerrado rupestre ou como ilhas de vegetação em meio às outras fitofisionomias, e também à presença de grotas nessas áreas rochosas, o que ocasiona acúmulo de água e torna propício o estabelecimento de espécies associadas às matas de galeria, e também pelo acúmulo de serrapilheira que pode ocorrer entre as rochas, o que pode ocasionar o estabelecimento de espécies de solos mais férteis (Felfili & Fagg 2007; Pinto *et al*. 2009). Assim, esses microambientes existentes no cerrado rupestre propiciam e facilitam o estabelecimento de espécies de formações florestais.

O padrão de distribuição de espécies e indivíduos encontrado para cada área (Tab. 2) corrobora o indicado por Ratter *et al*. (2006): que o padrão de diversidade da vegetação lenhosa do cerrado *sensu stricto* consiste em um número relativamente moderado de espécies comuns e amplamente distribuídas na comunidade em questão, e de um vasto número de espécies com densidades mais baixas, podendo ser consideradas raras. O fato de poucas espécies compreenderem a maior parte do total da densidade, aqui avaliada, e dos outros parâmetros fitossociológicos, é comum na vegetação lenhosa do cerrado *sensu stricto*, e vem sendo constatado em diversas áreas de cerrado *sensu stricto*, tanto sobre solos rasos como profundos (Nogueira *et al*. 2001; Felfili *et al*. 2002; 2004; Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Moura *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009).

De maneira geral, a riqueza e a diversidade alfa das áreas de cerrado rupestre é similar à do cerrado sobre solos mais profundos (Tab. 3). Já em termos de densidade e área basal (Tab. 3), os valores encontrados são variáveis: algumas áreas de solos rochosos apresentaram valores compatíveis com os de solos mais profundos, como no PEP Portal e em Cáceres, mas outros são bastante inferiores, como no PEP Três Picos ou na Fazenda Sucupira. Assim, com base nessas amostragens, não é possível estabelecer um padrão único para a estrutura da vegetação lenhosa do cerrado rupestre. Por outro lado, verifica-se que nem sempre os afloramentos rochosos limitam o estabelecimento de algumas espécies lenhosas e o desenvolvimento do estrato arbustivo-arbóreo, dado o porte da vegetação encontrada em algumas das áreas avaliadas, especialmente no PEP Portal e em Cáceres, o que difere do constatado por outros autores (Amaral *et al*. 2006; Miranda *et al*. 2007; Pinto *et al*. 2009). De acordo com Ribeiro & Walter (2008), no cerrado rupestre os indivíduos lenhosos ocorrem entre as fendas das rochas, e sua densidade é variável, dependendo do volme de solo disponível. No entanto, os valores aqui apresentados em algumas áreas certamente estão

acima do limite de 5 a 20% de cobertura arbórea sugerido por Ribeiro & Walter (2008) para o cerrado rupestre, tal como em Cáceres e PEP Portal.

Espécies indicadoras de ambientes rupestres - Foi possível identificar a ocorrência de um grupo de espécies preferenciais de solos rasos (ambiente rupestre) e outro de solos profundos, bem como grupo de espécies indiferentes. É importante salientar que dentre as espécies indicadoras das áreas de ambiente rupestre, apenas duas parecem ser exclusivas de ambientes rochosos, *Schwartzia adamantium* e *Tibouchina papyrus*, conforme discutido no tópico anterior. As demais espécies ocorrem também em ambientes não rupestres (Mendonça *et al*. 2008), mas no caso das áreas aqui analisadas ocorreram com maior frequência, ou exclusivamente, nos ambientes rochosos. Para exemplificar cita-se a espécie *Palicourea rigida*, que apareceu como indicadora de solos rasos e rochosos, mas que está entre as 116 espécies dominantes do cerrado *sensu lato* classificadas por Ratter *et al*. (2006), e sua ocorrência já foi registrada em várias fitofisionomias: borda de mata de galeria, cerrado *sensu stricto*, vereda, campo sujo, campo limpo, campo rupestre *sensu stricto*, campo com murundus, savanas amazônicas e carrasco (Mendonça *et al*. 2008).

Schwartzia adamantium, *Tibouchina papyrus* e, apesar de não constar como espécie indicadora, *Wunderlichia crulsiana*, por terem distribuição limitada aos ambientes rupestres, parecem ter nichos ecológicos mais estreitos que as demais espécies lenhosas encontradas no cerrado rupestre, onde a presença de afloramentos rochosos seria fator físico limitante à sua distribuição. A aceitação da existência de nichos para essas espécies contradiz os preceitos da teoria neutra da biodiversidade, que assume que todas as espécies são funcionalmente equivalentes, que não há diferenças de nichos em uma comunidade, e que a estrutura da comunidade deve se dar em função de colonizações, migrações e extinções aleatórias (Gotelli & MacGill 2006). No entanto, são necessários estudos específicos e a realização de testes estatísticos apropriados para se verificar a aplicação ou não desta teoria para as espécies lenhosas do cerrado rupestre.

Classificação das áreas - As dicotomias geradas pela análise de classificação (Twinspan) não separaram todas as áreas de cerrado rupestre das não rupestres. As áreas de cerrado rupestre amostradas em Cáceres, no PERP e no PNSC ficaram agrupadas com as demais áreas de solos profundos e não rochosos, na primeira divisão. Tal resultado pode indicar que apenas a presença de afloramentos rochosos e solos rasos não geram comunidades floristicamente e estruturalmente diferentes e isoladas no cerrado *sensu stricto*. Assim, outros aspectos devem influenciar mais fortemente a similaridade ou dissimilaridade entre estas áreas. Por exemplo, Ratter & Dargie (1992) verificaram que a latitude, a longitude e os nutrientes dos solo (solos mesotróficos × distróficos) estão fortemente relacionados com padrões florísticos do cerrado

sensu lato em escala regional. Já Castro & Martins (1999) afirmaram que a latitude e a altitude, associadas a características climáticas, influenciam a distribuição de espécies no cerrado *sensu lato*. Em escala local, fatores edáficos e de relevo podem atuar sobre a variação na florística e abundância de espécies (Felfili *et al*. 2007a).

Algumas áreas constituíram grupos distintos, englobando apenas aquelas pertencentes às mesmas unidades ecológicas (Silva *et al*. 2006; Felfili *et al*. 2008), tais como PNSC rochoso e PNSC areia, que fazem parte da unidade ecológica 3D (onde predominam planícies e matas secas, segundo Silva *et al*. 2006); PEP Portal, PEP Três Picos e Cocalzinho de Goiás na 1A (planaltos elevados e savanas); e PERP, única áreas da unidade ecológica 3C (mosaico de paisagens e matas secas). No entanto, outras áreas da unidade 1A, por exemplo, estiveram presentes em outros grupos, juntamente com áreas de outras unidades, como na segunda divisão, onde foram agrupadas do lado positivo da divisão áreas das unidades ecológicas 3C, 2B (colinas e savanas, campos), 1A, 1D (planícies onduladas e savanas, campos) e 3A (planícies onduladas, floresta semidecídua e savana densa). Portanto, de forma geral, os agrupamentos observados não obedeceram ao critério de distribuição das unidades ecológicas, estritamente.

Ao se comparar os agrupamentos obtidos no presente estudo com aqueles apresentados por Ratter *et al*. (2003; 2006) para 376 áreas de cerrado *sensu lato* e savanas amazônicas, observa-se que eles também não se estabeleceram em total consonância. As 17 áreas estudadas estão presentes em três dos sete grupos fitogeográficos propostos por Ratter *et al*. (2003; 2006). As áreas do PEP Portal e Três Picos, Cocalzinho de Goiás, Serra Dourada, Cáceres, APA Cabeceiras do Rio Paraguai, Água Boa e Nova Xavantina localizam-se na unidade CW (Centro-Oeste), que corresponde a áreas distribuídas nos estados de MS, MT, GO, TO e PA, apresentando espécies indicadoras de solos mesotróficos, ou seja, com a presença frequente de áreas de solos mais ricos. As áreas do PERP, Silvânia, Paracatu e da Fazenda Sucupira localizam-se na unidade C & SE (Centro-Sudeste), que agrupa áreas do DF, áreas vizinhas de GO, sul e centro de MG, com baixo número de espécies indicadoras de solos mesotróficos, ocorrendo principalmente em áreas com solos distróficos. Por fim, as áreas de Alvorada do Norte, Correntina, São Desidério e PNSC rochoso e areia, na unidade N & NE (Norte-Nordeste), que inclui áreas com solos distróficos e mesotróficos e abrange áreas do extremo norte de MG, BA, CE, MA, PI e TO, além de uma área no PA.

Embora com menor número de áreas analisadas no presente estudo (17), os resultados dos agrupamentos não corresponderam aos limites das ecorregiões do bioma Cerrado, propostas por Arruda *et al*. (2008). De acordo com o mapa das 22 ecorregiões, temos São Desidério e Correntina na ecorregião Chapada do São Francisco; PERP em Jequitinhonha;

Alvorada do Norte no Vão do Paraná, Silvânia, Paracatu, Patrocínio, PEP Portal e Três Picos, Cocalzinho de Goiás, Fazenda Sucupira e Serra Dourada no Planalto Central Goiano; Nova Xavantina e Água Boa no Araguaia-Tocantins; e Cáceres na Província Serrana. Cabe ressaltar que as duas áreas do PNSC (areia e rochoso) não constam no mapa, mas provavelmente pertenceriam à ecorregião do Alto Parnaíba.

Com base nesses resultados, confirma-se a hipótese de elevada heterogeneidade da vegetação lenhosa do Cerrado (Ribeiro & Walter 2008; Mendonça *et al*. 2008). Tal heterogeneidade da vegetação foi constatada mesmo em áreas com características ambientais similares, como aquelas presentes nas mesmas unidades ecológicas (Silva *et al*. 2006) ou ecorregiões (Arruda *et al*. 2008).

Relação entre a vegetação e as variáveis ambientais e espaciais - A densidade e a composição florística das áreas de cerrado *sensu stricto* avaliadas se correlacionaram com a altitude e o número de meses secos. O eixo 1 do diagrama de ordenação (Fig. 4) traduziu a diferenciação altitudinal entre os locais analisados. Áreas com mais de 900 m de altitude (Serra dos Pireneus, Silvânia, Paracatu e Fazenda Sucupira), foram separadas daquelas com altitude inferior a este valor (PNSC, áreas do Mato Grosso, da Bahia, norte de Goiás e PERP). Já o eixo 2 do diagrama de ordenação (Fig. 4) expressou a variabilidade climática (sazonalidade) das áreas: as áreas do Piauí, Bahia, norte de Goiás, Serra Dourada e PERP, que possuem cinco ou seis meses secos foram separados daquelas com três ou quatro meses secos, ou seja as áreas do Mato Grosso, da Serra dos Pireneus (GO), Fazenda Sucupira (DF), Silvânia (GO) e Paracatu (MG). Além disso, a latitude exibiu mais forte correlação com o primeiro eixo de ordenação na CCA puramente espacial, evidenciando a importância dessa variável na distribuição das áreas em função da composição florística e densidade de indivíduos.

Tanto a altitude quanto o número de meses secos estão associados a fatores climáticos, uma vez que a latitude, em escala continental ou global, assim como a altitude, em escala local ou regional, tem reflexos climáticos, especialmente sobre a precipitação e a temperatura (Woodward & Willians 1987), enquanto o número de meses secos está diretamente relacionado com a precipitação e a temperatura média. Segundo Brandão *et al*. (1994), a latitude tem papel fundamental nos aspectos hidrometeorológicos de uma região, pois ela está associada, entre outros fatores, aos valores de radiação solar incidente e a movimentação de grandes massas de ar, contribuindo para a elucidação de especificidades climáticas locais como evapotranspiração, nebulosidade, deficiência e excedentes hídricos.

Esses resultados corroboram o proposto por Castro & Martins (1999) de que a flora lenhosa do Cerrado possui padrão lati-altitudinal. Os referidos autores detectaram a existência de três grupos ou supercentros de biodiversidade no Cerrado: o cerrado do litoral e do

Nordeste, considerados de baixa altitude (0 a 500 m), o do Sudeste Meridional, de média altitude (500 a 900 m) e o do Planalto Central, de alta altitude (900 a 1.200 m). Fazendo uma ligação entre as áreas aqui avaliadas e os supercentros de biodiversidade, as áreas do PNSC pertencem ao supercentro do cerrado do Nordeste, as áreas do PEP, Cocalzinho de Goiás, Fazenda Sucupira, Serra Dourada, Silvânia e Paracatu fazem parte do supercentro do Planalto Central, e a área do PERP do Sudeste Meridional. Segundo os referidos autores, ao longo do bioma a deficiência hídrica aumenta na direção sudeste-nordeste, assim como a temperatura média, e a substituição de espécies deve estar relacionada a esta tendência. Além disso, eles observaram a existência de barreiras climáticas, reforçadas pelo efeito da altitude, que atingem o bioma, a ocorrência de geadas ao sul de 20ºS, e de secas severas no norte e leste de 15ºS, 45ºW, que atuam na separação dos supercentros.

Outros estudos fitogeográficos também constataram a influência da altitude e do número de meses secos sobre a distribuição da flora do Cerrado. Durigan *et al*. (2003), analisando a distribuição de espécies em áreas de cerrado *sensu lato* em São Paulo, Paraná, Mato Grosso do Sul, Goiás e Minas Gerais, também observaram forte correlação entre aspectos geográficos e climáticos com padrões florísticos, particularmente a temperatura, a precipitação e a duração da estação seca. Segundo esses mesmos autores, a similaridade florística do cerrado *sensu lato* em nível regional dá-se primeiramente em função do clima, especialmente temperatura e umidade, e secundariamente em função da fertilidade dos solos. Por outro lado, a altitude foi considerada por Felfili *et al.* (1993) como fator importante na determinação da estrutura e da composição florística do cerrado da Chapada Pratinha, situada nos estados de Goiás, Minas Gerais e no Distrito Federal.

Em geral, observa-se maior relação entre os agrupamentos gerados pela análise de ordenação com as unidades ecológicas propostas por Silva *et al*. (2006) do que a obtida nos resultados da classificação pelo método Twinspan. Tendo em vista que a definição das unidades ecológicas partiu da caracterização geomorfológica dominante e dos tipos de vegetação e, em seguida, pela fisionomia da vegetação dominante, aspectos fenológicos, topografia e drenagem (Silva *et al*. 2006), isso se deve, provavelmente, ao fato de que a ordenação inclui dados ambientais, ao contrário da classificação que tem como base meramente os dados da composição florística e abundância de espécies. Assim, as áreas pertencentes à unidade ecológica 1A formaram grupo coeso, demonstrando forte correlação com a altitude. Tal agrupamento corresponde às áreas de Goiás e do Distrito Federal, localizadas em altitudes superiores a 1.000 m. A única área da unidade 1A que ficou isolada das demais foi Paracatu, que já demonstrou diferenciar-se de outras áreas da unidade 1A em outros estudos comparativos (Felfili *et al*. 2004). Para o número de meses secos, observou-se

que as duas áreas analisadas do PNSC, que pertencem à unidade ecológica 3D, se agruparam e exibiram forte correlação com o número de meses secos. Essas são as áreas que se localizam mais ao norte neste estudo, onde há períodos de seca mais prolongados do que no restante do bioma. Outro agrupamento que também se correlacionou com o número de meses secos foi formado pelas áreas do PERP (unidade ecológica 3C), Serra Dourada e Alvorada do Norte (3A), São Desidério e Correntina (1D), que compartilham o mesmo grau de sazonalidade climática, apesar de serem áreas geograficamente distantes umas das outras.

Mais da metade da variação total dos dados (54,97%) não foi explicada pelas variáveis ambientais utilizadas neste trabalho. Assim, outras variáveis ambientais devem contribuir para determinação da composição florística e sua densidade nessas áreas, tais como a dispersão de espécies, fertilidade do solo, entre outras, assim como fatores puramente estocásticos. São necessários mais estudos para se obter conclusões mais precisas e detalhadas a esse respeito.

O fato da composição florística das áreas analisadas pelos métodos Twinspan e CCA não diferir em função da presença de afloramentos rochosos, assim como o alto grau de compartilhamento de espécies verificado entre as áreas de solos rasos e rochosos e as áreas de solos profundos (102 espécies são comuns às duas condições, ou 70,8%), indicam o potencial das áreas de cerrado rupestre em servir como fontes de propágulos de espécies lenhosas para as áreas de cerrado sobre solos mais profundos, que geralmente ocorrem em áreas adjacentes. Esta é uma característica importante, pois as áreas de cerrado rupestre não apresentam boas condições para agricultura e pecuária por apresentarem afloramentos rochosos e solos rasos, e tendem a ser poupadas pelo desmatamento, em detrimento das áreas de solos profundos. No entanto, este potencial diz respeito apenas às espécies lenhosas, aqui avaliadas. Provavelmente, se avaliadas as espécies herbáceas, ou ainda a microfauna associada a estas fitofisionomias, a similaridade entre áreas de solos rasos e profundos poderá ser baixa. Portanto, são necessários esforços de conservação em áreas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos para proteger toda a biodiversidade desta fitofisionomia, além daquela que está presente nas manchas de cerrado rupestre, e também para resguardar a variabilidade genética das espécies lenhosas compartilhadas.

Assim, confirmamos nossa premissa de que o cerrado rupestre guarda relações florísticas com áreas de cerrado *sensu stricto* de solos profundos e não rochosos. Há, no entanto, algumas espécies preferenciais ou exclusivas de áreas rupestres. Já em termos estruturais não há um padrão único: há áreas mais densas, assemelhando-se ao cerrado *sensu stricto* sobre solos mais profundos (cerrado típico), e áreas mais ralas, assemelhando à definição da estrutura de cerrado rupestre de Ribeiro & Walter (2008), que citam cobertura arbórea variando de 5 a 20%, ou mesmo de cerrado ralo (*sensu* Ribeiro & Walter 2008). No

entanto, apenas a presença de afloramentos rochosos e solos mais rasos não geram comunidades floristicamente e estruturalmente diferentes no cerrado. Outros aspectos ambientais atuam mais fortemente sobre a similaridade florística e estrutural entre áreas, especialmente a latitude, a altitude e o número de meses secos ao ano.

Agradecimentos

À Capes pela concessão da bolsa de estudo no primeiro ano do curso; ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da UnB e ao CNPq-PELD pelo auxílio financeiro para a realização das pesquisas de campo; às equipes do BIOTEN - Programa de Biodiversidade do Trópico Ecotonal do Nordeste da UFPI, do Laboratório de Manejo Florestal do Departamento de Engenharia Florestal da UnB, do IBAMA - PNSC, do IEF - PERP e ao Sr. Audálio Rodrigues de Mello (UNEMAT) pelo apoio prestado em campo; ao Ms. Henrique Augusto Mews pela ajuda na confecção dos gráficos de solo; à profa. Dra. Carolyn C. Proença (Departamento de Botânica - UnB) e Dr. Benedito Alísio da Silva Pereira (Pesquisador do IBGE) pela identificação botânica de algumas espécies.

Referências bibliográficas

Amaral, A.G.; Pereira, F.F.O. & Munhoz, C.B.R. 2006. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF. **Cerne 12**(4): 350-359.

Arruda, M.B.; Proença, C.E.B.; Rodrigues, R.N.; Campos, R.N.; Martins, R.C. & Martins, E.S. 2008. Ecorregiões, unidades de conservação e representatividade ecológica do bioma Cerrado. Pp. 229-272. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Brandão, M.; Gavilanes, M.L. & Araújo, M.G. 1994. Aspectos físicos e botânicos de campos rupestres do estado de Minas Gerais – I. **Daphne 4**(1): 17-38.

Balduíno, A.P.C.; Souza, A.L.; Meira Neto, J.A.A.; Silva, A.F. & Silva Júnior, M.C. 2005. Fitossociologia e análise comparativa da composição florística do cerrado da Flona de Paraopeba-MG. **Revista Árvore 29**: 25-34.

Borcard, D.; Legendre, P. & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology 73**(3): 1045-1055.

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**(9): 147-178.

Castro, A.A.J.F.; Martins, F.R. & Fernandes, A.G. 1998. The woody pflora of cerrado vegetation in the state of Piauí, Northeastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany 55**(3): 455-472.

Cochrane, T.T.; Sanchez, L.G.; Azevedo, L.G.; Porras, J.A. & Garver, C.L. 1985. **Land in tropical América**. 3 vols. Calli, CIAT/Embrapa – CPAC.

Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs 67**:345-366.

Durigan, G.; Nishikawa, D.L.L.; Rocha, E.; Silveira, E.R.; Pulitano, F.M.; Regalado, L.B.; Carvalhaes, M.A.; Paranaguá, P.A. & Ranieri, V.E.L. 2002. Caracterização de dois estratos de vegetação em uma área de cerrado no município de Brotas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 16**(3): 251-262.

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. 1994. Vegetação do Cerrado. Pp. 17-71. In: M.N. Pinto (org.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Brasília, Editora da Universidade de Brasília.

Felfili, J.M. & Fagg, C.W. 2007. Floristic composition, diversity and structure of the "cerrado" *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica 30**:375-385.

Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 2001. **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Machado, J.W.B., Walter, B.M.T., Nogueira, P.E. & Hay, J.D. 1993. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado *sensu stricto* na Chapada Pratinha, DF – Brasil. **Acta Botanica Brasilica 6**: 27-43.

Felfili, J.M., Haridasan, M., Mendonça, R.C., Filgueiras, T.S., Silva Júnior, M.C. & Rezende, A.V. 1994. Projeto biogeografia do bioma Cerrado: Vegetação e solos. **Cadernos de Geociências 12**: 75-166.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C; Sevilha, A.C.; Rezende, A.V.; Nogueira, P.E.; Walter, B.M.; Silva, F.C. & Salgado, M.A.S. 2001. Fitossociologia da vegetação arbórea. Pp. 35-56. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Nogueira, P.E.; Silva Júnior, M.C.; Marimon, B.S. & Delitti, W.B.C. 2002. Composição florística do cerrado sentido restrito no município de Água Boa – MT. **Acta Botanica Brasilica 16**: 103-112.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Fagg, C.W.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology 175**: 37-46.

Felfili, J.M.; Carvalho, F.A. & Haidar, R.F. 2005. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Walter, B.M.T.; Rezende, A.V.; Silva, P.E.N. & Felfili, M.C. 2007a. Comparação dentro e entre sistemas de terra na Chapada dos Veadeiros. Pp. 99-110. In: J.M. Felfili; Rezende, A.V. & Silva Júnior, M.C. **Biogeografia do bioma Cerrado: vegetação e solos da Chapada dos Veadeiros**. Brasília, Editora Universidade de Brasília.

Felfili, J.M.; Carvalho, F.A.; Libano, A.M.; Venturolli, F. & Pereira, B.A.S. 2007b. **Análise multivariada em estudos da vegetação**. Brasília, UnB/FT/Departamento de Engenharia Florestal.

Felfili, J.M.; Felfili, M.C.; Nogueira, P.E.; Armas, J.F.S.; Farinas, M.R.; Nunes, M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V. & Fagg, C.W. 2008. Padrões fitogeográficos e sua relação com sistemas de terra no bioma Cerrado. Pp. 211-228. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Felfili, M.C. 2008. **Proposição de critérios florísticos, estruturais e de produção para o manejo do cerrado *sensu stricto* do Brasil central**. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília.

Gauch, H.G. 1982. **Multivariate analysis in community ecology**. New York, Cambridge University Press.

Gotelli, N.J. & MacGill, B.J. 2006. Null versus neutral models: what's the difference? **Ecography 29**(5): 793-800.

Gram, W.K.; Borer, E.T.; Cottingham, K.L.; Seabloom, E.W.; Boucher, V.L.; Goldwasser, L.; Micheli, F.; Kendall, B.E. & Burton, R.S. 2004. Distribution of plants in a Califórnia serpentine grassland: are rocky hummocks spatial refuges for native species? **Plant Ecology 172**: 159-171.

Hijmans, R.J.; Cameron, S.E.; Parra, J.L.; Jones, P.G. & Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology 25**: 1965-1978.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2001. **Limites estaduais do Brasil**. Disponível em: http://mapas.mma.gov.br/cgi-bin/mapserv?map=/opt/www/html/ webservices/ biorregioes.Map&service=WMS#estadosl.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. **Mapa de biomas do Brasil**. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/biomas.pdf.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2007. **Limites municipais do Brasil**. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/malhas_digitais/municipio_2007/

Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation descrption and analysis**. London, Belhaven Press.

Kurtz, B.C. & Araújo, D.S.D. 2000. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia 51**: 69-112.

Leps, J. & Smilauer, P. 1999. **Multivariate analysis of ecological data**. Ceské Budejovice, Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia.

Lindoso, G.S. 2008. **Cerrado *sensu stricto* sobre Neossolo Quartzarênico: fitogeografia e conservação**. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

Machado, E.L.M.; Oliveira-Filho, A.T.; Van Den Berg, E.; Carvalho, W.A.C.; Souza, J.S.; Marques, J.J.G.S.M. & Calegário, N. 2008. Efeitos do substrato, bordas e proximidade espacial na estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica 31**(2): 287-302.

Marimon, B.S.; Ivanauskas, N.M.; Fernandes-Bulhão, C. & Lima, H.S. 2008. Caracterização florística e fitofisionômica da planície de inundação do Rio das Mortes, MT. Pp. 15-31. In: H.S.R. Cabette (org.). **Fauna e flora da planície de inundação do Rio das Mortes, MT**: **Subsídios à conservação**. Nova Xavantina, Ed. Unemat.

Mc Cune, B. & Grace, J.B. 2002. **Analysis of ecological communities**. Oregon, MjM Software Design.

McCune, B. & M.J. Mefford. 2006. **PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 5.10. Gleneden Beach, Oregon, U.S.A., MjM Software.

Méio, B.B.; Freitas, C.V.; Jatobá, L.; Silva, M.E.F.; Ribeiro, J.F. & Henriques, R.P.B. 2003. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação de cerrado *sensu stricto*. **Revista Brasileira de Botânica 26**: 437-444.

Meira Neto, J.A.A. & Saporetti Júnior, A.W. 2002. Parâmetros fitossociológicos de um cerrado no Parque Nacional da Serra do Cipó, MG. **Revista Árvore 26**: 645-648.

Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Silva Júnior, M.C.; Filgueiras, T.S.; Nogueira, P.E. & Fagg, C.W. 2008. Pp. 423-1279. Flora vascular do bioma Cerrado: *checklist* com 12.356 espécies. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 2. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Miranda, S.C.; Silva Júnior, M. C. & Salles, L.A. 2007. A comunidade lenhosa de cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. **Heringeriana 1**: 43-53.

Moura, I.O. 2006. **Fitossociologia de cerrado *sensu stricto* sobre afloramentos rochosos no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

Moura, I.O.; Gomes-Klein, V.L.; Felfili, J.M. & Ferreira, H.D. 2007. Fitossociologia da comunidade lenhosa de uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás. **Revista de Biologia Neotropical 4**: 83-100.

Munhoz, C.B.R. & Proença, C.E.B. 1998. Composição florística do município de Alto Paraíso de Goiás na Chapada dos Veadeiros. **Boletim do Herbário Ezequias Paulo Heringer 3**:102-150.

Nogueira, P.E.; Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Delitti, W. & Sevilha, A. 2001. Composição florística e fitossociologia de uma cerrado sentido restrito no município de Canarana - MT. **Boletim do Herbário Ezequias Paulo Heringer 8**: 28-43.

Oliveira-Filho, A.T. & Martins, F.R. 1991. A comparative study of five cerrado areas in southern Mato Grosso, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany 48**(3): 307-332.

Oliveira-Filho, A. & Fontes, M.A. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica 32**: 793-810.

Peixoto, A.B.F. 1985. Marcgraviaceae. Pp. 1-32. In: **Flora do Estado de Goiás: Coleção Rizzo** (J.A. Rizzo, coord.). v. 5. Goiânia, Editora da Universidade Federal de Goiás.

Pinto, J.R.R.; Lenza, E. & Pinto, A.S. 2009. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica 32**: 1-10.

Pott, A. & Pott, V.J. 1997. **Plants of Pantanal**. Brasília, Embrapa - SPI.

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**(2): 235-250.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S., Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brasilian cerrado vegetation III: Comparison of the wood vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany 60**: 57-109.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2006. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrados. Pp. 31-66. In: R.T. Pennington; G.P.Lewis & J.A. Ratter (eds.). **Neotropical Savannas and Dry Forests: Diversity, Biogeography and Conservation**. Boca Raton, Taylor & Francis Group.

Reatto, A.; Correia, J.R.; Spera, S.T. & Martins, E.S. 2008. Solos do bioma cerrado: aspectos pedológicos. Pp. 107-149. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 153-212. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

Rizzini 1997. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. Âmbito Cultural Edições Ltda., Rio de Janeiro.

Rizzo, J.A. 1970. **Contribuição ao conhecimento da Flora de Goiás – Área na Serra Dourada**. Tese de livre-docência, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

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

Silva, L.A. & Soares, J.J. 2002. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP**. Acta Botanica Brasilica 16**(2): 205-216.

Stehmann, J.R.; Forzza, R.C.; Salino, A.; Sobral, M.; Costa, D.P. & Kamino, L.H.Y. 2009. **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro, Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

Teixeira, A.H. 1969. Árvore do papel *Tibouchina papyrus* (Pohl) Toledo. Pp. 139-147. In: **Anais do XX Congresso Nacional de Botânica**. Goiânia 1969, Sociedade Botânica do Brasil.

Teixeira, M.I.J.G.; Araújo, A.R.B.; Valeri, S.V. & Rodrigues, R.R. 2004. Florística e fitossociologia de área de cerrado s.s. no município de Patrocínio Paulista, Nordeste do estado de São Paulo. **Bragantia 63**(1): 1-11.

Ter Braak, C.J.F. 1995. Ordination. Pp. 91-173. In: R.H.G. Jongman, C.J.F. Ter Braak & O.F.R. van Tongeren (eds.). **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge, University Press Cambridge.

Ter Braak, C.J.F. 1997. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio 69**:69-77.

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. Ithaca, Microcomputer Power.

Walter, B.M.T. 2006. **Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminologica e relações florísticas**. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília.

Woodward, F.I. & Williams, B.G. 1987. Climate and plant distribution at global and local scales. **Vegetatio 69**: 189-197.

Tabela 1. Variáveis ambientais das 17 áreas de cerrado *sensu stricto* analisadas. Onde: Precip. = precipitação média anual em mm; T max = temperatura máxima média em ^{o}C; T min = temperatura mínima média em ^{o}C; T méd = temperatura média anual em ^{o}C; Mes. sec. = número de meses secos (precipitação ≤ 2 × temperatura média); Long. = longitude em graus decimais; Lat. = latitude em graus decimais; Alti. = altitude média em m.

Local	**Precip.**	**T max**	**T min**	**T med**	**Mes. sec.**	**Long.**	**Lati.**	**Alti.**	**Características dos Solos**	**Tipo de Rocha**
1- Parque Nacional de Sete Cidades rochoso, PI (capítulo 2)	1.421	32,4	20,8	26,6	6	-41,733	-4,0833	204	Solo raso e rochoso com afloramentos de rochas areníticas	Rocha sedimentar
2 - Cáceres, MT (capítulo 3)	1.301	32	19,4	25,7	5	-57,600	-16,150	248	Solo raso e rochoso com afloramentos de rochas areníticas	Rocha sedimentar
3 - Parque Estadual do Rio Preto, MG (capítulo 4)	1.302	26,3	14,8	20,6	5	-43,333	-18,117	868	Solo raso e rochoso com afloramentos de rochas quartzíticas	Rocha metamórfica
4 - Parque Estadual dos Pireneus Três Picos, GO (Moura *et al*. 2007)	1.557	26,4	16,6	21,5	4	-48,833	-15,783	1.341	Solo raso e rochoso com afloramentos de rochas quartzíticas	Rocha metamórfica
5 - Parque Estadual dos Pireneus Portal, GO (Moura 2006)	1.559	26,2	16,4	21,3	4	-48,867	-15,800	1.310	Solo raso e rochoso com afloramentos de rochas quartzíticas	Rocha metamórfica
6 - Cocalzinho de Goiás, GO (Pinto *et al*. 2009)	1.532	26,6	16,8	21,7	4	-48,750	-15,800	1.200	Neossolo Quartzarênico com afloramentos rochosos de quartzito	Rocha metamórfica
7 - Fazenda Sucupira, DF (Amaral *et al*. 2006)	1.638	26,3	15,2	20,7	4	-48,0167	-15,900	1.050	Solo raso, arenoso e laterítico com afloramentos rochosos de quartzito	Rocha metamórfica e sedimentar
8 - Serra Dourada, GO (Miranda *et al*. 2007)	1.742	28,5	18,2	23,3	5	-50,050	-16,033	783	Solos Litólico formados por micaxistos, quartzitos e filitos, pouco profundos e arenosos	Rocha metamórfica
9 - Silvânia, GO (Felfili *et al.* 1994)	1.374	28,1	16,4	22,3	4	-48,633	-16,666	1.050	Latossolo	Rocha metamórfica

continua...

Continuação Tab. 1.

Local	Precip.	T max	T min	T med	Mes. sec.	Long.	Lati.	Alti.	Características dos Solos	Tipo de Rocha
10 - Paracatu, MG (Felfili *et al.* 1994)	1.344	28,8	16,1	22,5	3	-47,333	-17,166	900	Latossolo	Rocha metamórfica
11 - Correntina, BA (Felfili *et al.* 2001)	1.060	30	17,7	23,9	5	-45,400	-13,516	586	Nessolo Quartzarênico	Rocha sedimentar
12 - São Desidério, BA (Felfili *et al.* 2001)	1.552	30,3	18,5	24,4	5	-45,633	-12,650	735	Neossolo Quartzarênico e Latossolo	Rocha sedimentar
13 - Nova Xavantina, MT (Felfili *et al*. 2008)	1.579	31,7	18,7	25,2	4	-52,216	-15,666	475	Latossolo, Cambissolo	Rocha sedimentar
14 - Água Boa, MT (Felfili *et al*. 2002)	1.523	31,6	18	24,8	4	-52,3333	-14,0833	475	Latossolo	Rocha sedimentar
15 - Alvorada do Norte, GO (Felfili *et al*. 2008)	1.212	30,6	19,8	25,2	5	-46,55	-14,4333	600	Latossolo, Neossolo, Cambissolo	Rocha ígnea, material superficial
16 - APA Cabeceiras do Rio Cuiabá, MT (Felfili 2008)	1.522	30,7	18,7	24,7	3	-55,6333	-14,8167	276	Neossolo Quartzarênico e Latossolo	Rocha metamórfica
17 - Parque Nacional de Sete Cidades areia, PI (Lindoso 2008)	1.421	32,4	20,8	26,6	6	-41,7333	-4,08333	198	Neossolo Quartzarênico	Rocha sedimentar

Tabela 2. Espécies que ocorreram com mais de 10 indivíduos, considerando as 17 áreas de cerrado *sensu stricto* analisadas, e suas densidades. Onde: N = número de indivíduos em todas as áreas. * = espécies consideradas dominantes (ampla distribuição) no cerrado *sensu lato*, segundo Ratter *et al*. (2006). Os números das áreas correspondem aos da Tab. 1, na coluna Local.

Espécie	**Família**	**N**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**
Agonandra brasiliensis Miers ex Benth. & Hook. f.*	Opiliaceae	16	3	2	0	0	0	0	0	0	0	1	5	1	2	0	0	1	1
Alchornea triplinervea (Spreng.) Muell. Arg.	Euphorbiaceae	51	0	0	0	23	26	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anacardium occidentale L.*	Anacardiaceae	212	5	0	0	0	17	50	0	71	1	0	24	5	8	1	0	0	30
Andira vermifuga Mart. ex Benth.*	Fabaceae	346	0	8	0	0	37	15	0	181	3	0	22	18	6	22	6	28	0
Annona coriacea Mart.*	Annonaceae	48	0	6	0	0	0	0	0	10	5	15	0	1	1	6	2	0	2
Annona crassiflora Mart.*	Annonaceae	65	0	0	2	0	0	0	0	0	14	11	0	0	5	0	27	6	0
Aspidosperma macrocarpon Mart.*	Apocynaceae	55	0	8	0	17	0	10	0	7	6	0	3	1	1	1	0	1	0
Aspidosperma multiflorum A. DC.	Apocynaceae	27	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aspidosperma tomentosum Mart.*	Apocynaceae	173	0	3	1	6	15	2	1	9	9	1	7	33	42	11	31	2	0
Astronium fraxinifolium Schott ex Spreng.*	Anacardiaceae	80	14	4	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	11	19	29	0	0
Bowdichia virgilioides Kunth*	Fabaceae	106	1	9	4	0	0	0	0	3	13	19	5	18	8	6	7	7	6
Brosimum gaudichaudii Trécul*	Moraceae	57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	18	37	0	0
Byrsonima coccolobifolia Kunth*	Malpighiaceae	268	0	21	16	36	46	18	7	26	13	1	7	18	34	1	19	5	0
Byrsonima crassifolia (L.) Kunth	Malpighiaceae	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83
Byrsonima ligustrifolia Mart.	Malpighiaceae	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0
Byrsonima pachyphylla A. Juss.*	Malpighiaceae	352	0	46	0	1	1	15	48	19	30	15	29	16	32	32	35	33	0
Byrsonima verbascifolia (L.) DC. *	Malpighiaceae	47	0	0	0	0	0	2	15	0	12	7	5	0	3	1	0	2	0
Callisthene fasciculata Mart.*	Vochysiaceae	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	68	0	0	0
Callisthene major Mart.	Vochysiaceae	52	0	31	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Callisthene microphylla Warm.	Vochysiaceae	37	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Callisthene minor Mart.	Vochysiaceae	18	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Callisthene mollissima Warm.	Vochysiaceae	30	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caryocar brasiliense Cambess.*	Caryocaraceae	103	0	0	3	0	0	24	1	12	40	12	0	0	4	0	4	3	0
Caryocar coriaceum Wittm.	Caryocaraceae	46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	8	0	0	0	0	26
Casearia sylvestris Sw.*	Salicaceae	19	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	7	8	0	0
Clusia burchellii Engl.	Clusiaceae	37	0	0	0	18	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Connarus suberosus Planch.*	Connaraceae	225	0	2	0	1	61	6	1	2	7	18	42	45	21	8	7	4	0
Copaifera coriacea Mart.	Fabaceae	50	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29

continua...

Continuação Tab. 2.

Espécie	Família	N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Couepia grandiflora (Mart. & Zucc.) Benth. ex Hook. f. *	Chrysobalanaceae	63	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	7	0	13	5	6	26	0
Coussarea hydrangaefolia (Benth.) Benth. & Hook. f. ex. Müll. Arg.	Rubiaceae	13	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Curatella americana L.*	Dilleniaceae	660	10	51	0	0	0	0	0	0	0	115	0	0	107	115	10	143	109
Dalbergia miscolobium Benth.*	Fabaceae	44	0	0	20	0	0	0	1	0	3	0	0	7	12	0	0	1	0
Davilla elliptica A. St.-Hil.*	Dilleniaceae	414	0	106	0	0	4	11	0	29	39	0	0	0	105	15	6	99	0
Dimorphandra gardneriana Tul.	Fabaceae	29	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	21
Dimorphandra mollis Benth.*	Fabaceae	65	0	3	0	0	0	0	0	10	14	14	7	5	4	2	5	1	0
Diospyros burchellii Hiern	Ebenaceae	70	0	1	0	0	0	0	0	0	39	0	0	0	9	14	4	3	0
Diospyros hispida A. DC.*	Ebenaceae	32	0	4	3	1	21	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0
Dipteryx alata Vogel*	Fabaceae	15	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	5	0	4	0
Emmotum nitens (Benth.) Miers*	Icacinaceae	56	0	0	0	0	5	0	1	0	3	3	1	35	7	1	0	0	0
Eremanthus glomerulatus Less.	Asteraceae	49	0	0	1	5	4	2	23	0	10	2	0	2	0	0	0	0	0
Eremanthus incanus (Less.) Less.	Asteraceae	38	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eriotheca gracilipes (K. Schum.) A. Robyns*	Malvaceae	55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	9	10	8	6	0	21	0
Eriotheca pubescens (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.*	Malvaceae	16	0	1	0	1	0	1	0	0	7	4	0	0	0	2	0	0	0
Erythroxylum campestre A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	23	0	0	0	0
Erythroxylum deciduum A. St.-Hil.*	Erythroxylaceae	55	0	0	1	2	4	2	0	8	9	1	2	1	12	8	3	2	0
Erythroxylum suberosum A. St.-Hil.*	Erythroxylaceae	107	0	0	0	0	0	2	8	0	10	15	1	2	28	30	3	8	0
Erythroxylum tortuosum Mart.*	Erythroxylaceae	20	0	0	0	0	0	1	0	0	12	6	0	0	1	0	0	0	0
Eschweilera nana (O. Berg) Miers	Lecythidaceae	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	2	0
Eugenia aurata O. Berg	Myrtaceae	79	0	0	0	0	6	0	0	73	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eugenia dysenterica DC.*	Myrtaceae	96	0	0	0	3	1	0	0	0	0	41	1	0	6	28	16	0	0
Ferdinandusa elliptica (Pohl) Pohl	Rubiaceae	44	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0	2	7	0	0	9	0
Geissospermum vellosii Allemão	Apocynaceae	24	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomidesia lindeniana O. Berg	Myrtaceae	62	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	47	14	0	0	0	0	0
Guapira graciliflora (Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	90	0	14	0	2	0	0	7	1	0	0	5	61	0	0	0	0	0
Guapira noxia (Netto) Lundell*	Nyctaginaceae	24	0	0	1	3	1	2	4	1	3	1	0	0	6	1	0	1	0
Hancornia speciosa Gomes*	Apocynaceae	40	1	1	4	0	0	0	1	8	5	0	1	0	13	6	0	0	0
Handroanthus ochraceus (Cham.) Mattos *	Bignoniaceae	75	3	2	1	1	0	3	3	0	11	2	9	7	6	13	6	2	6
Handroanthus serratifolius (Vahl) S. O. Grose	Bignoniaceae	15	4	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	4	2	0	1

continua...

Continuação Tab. 2.

Espécie	Família	N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Heteropterys byrsonimifolia A. Juss*	Malpighiaceae	122	0	0	0	1	5	9	21	72	0	1	0	0	10	2	0	1	0
Himatanthus drasticus (Mart.) Plumel	Apocynaceae	29	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Himatanthus obovatus (Müll. Arg.) Woodson *	Apocynaceae	30	0	3	7	0	0	0	0	0	2	0	5	3	1	0	5	4	0
Hirtella ciliata Mart. & Zucc.*	Chrysobalanaceae	61	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	59	0	0	0	0	0	0
Hirtella gracilipes (Hook. f.) Prance	Chrysobalanaceae	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0
Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne*	Fabaceae	174	1	8	4	1	29	25	1	8	3	0	5	3	30	8	17	3	28
Ilex conocarpa Reissek	Aquifoliaceae	13	0	0	0	6	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jacaranda brasiliana (Lam.) Pers.	Bignoniaceae	15	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Kielmeyera coriacea Mart. & Zucc.*	Clusiaceae	423	0	20	10	8	7	6	1	53	181	1	22	15	14	0	62	23	0
Kielmeyera lathrophyton Saddi	Clusiaceae	22	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	9	2	0	0	0	0	0
Kielmeyera rubriflora Cambess.*	Clusiaceae	160	0	0	91	0	1	0	0	18	0	0	0	0	34	0	3	13	0
Kielmeyera speciosa A. St.-Hil.*	Clusiaceae	52	0	3	0	9	9	3	0	21	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Lafoensia pacari A. St.-Hil.*	Lythraceae	242	0	60	23	1	5	8	5	0	54	8	1	16	27	6	6	22	0
Leptolobium dasycarpum Vogel*	Fabaceae	92	0	12	4	3	6	0	1	18	1	4	8	16	2	2	1	1	13
Licania kunthiana Hook. F.	Chrysobalanaceae	11	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Luehea divaricata Mart.	Malvaceae	32	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	21	0	0	0
Macairea radula (Bonpl.) DC.	Melastomataceae	10	0	0	0	0	0	9	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Machaerium acutifolium Mart. ex Benth.*	Fabaceae	14	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	8	0	2	0	0	0
Machaerium opacum Vogel*	Fabaceae	21	0	0	3	0	0	0	0	0	2	8	0	2	0	0	6	0	0
Magonia pubescens A. St.-Hil.*	Sapindaceae	80	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	16	7	21	28
Matayba guianensis Aubl.*	Sapindaceae	10	0	0	0	1	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mezilaurus crassiramea (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	77	0	14	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	5	49	0	0	0
Miconia albicans (Sw.) Triana*	Melastomataceae	40	0	7	0	1	5	0	23	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Miconia burchellii Triana	Melastomataceae	55	0	0	0	0	0	47	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Miconia ferruginata DC.*	Melastomataceae	96	0	0	3	8	4	26	54	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Miconia pepericarpa Mart. ex DC.	Melastomataceae	14	0	0	0	4	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Miconia pohliana Cogn.	Melastomataceae	68	0	0	0	18	49	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Mimosa setosissima Taub.	Fabaceae	53	0	0	0	15	6	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mouriri pusa Gardner*	Melastomataceae	45	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	10	7	5	0	21	0
Myrcia canescens O. Berg	Myrtaceae	76	0	0	0	1	64	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0
Myrcia guianensis (Aubl.) DC.	Myrtaceae	73	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	69	0

continua...

Continuação Tab. 2.

Espécie	**Família**	**N**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**
Myrcia rostrata DC.	Myrtaceae	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0
Myrcia tomentosa (Aubl.) DC.	Myrtaceae	18	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	13	0	0	0
Myrcia variabilis DC.	Myrtaceae	20	0	0	0	0	0	0	0	15	2	3	0	0	0	0	0	0	0
Myrsine guianensis (Aubl.) Kuntze	Myrsinaceae	59	0	0	0	24	18	13	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Ocotea pomaderroides (Meisn.) Mez	Lauraceae	38	0	0	0	17	20	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ouratea hexasperma (A. St.-Hil.) Baill.*	Ochnaceae	199	1	1	0	0	6	14	11	26	24	2	22	25	37	13	4	10	3
Ouratea spectabilis (Mart. ex Engl.) Engl.*	Ochnaceae	75	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	45	11	0	16	0
Palicourea rigida Kunth*	Rubiaceae	49	0	1	0	4	1	0	37	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Parkia platycephala Benth.	Fabaceae	55	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42
Piptocarpha rotundifolia (Less.) Baker*	Asteraceae	133	0	0	0	0	0	0	1	0	6	118	0	0	4	4	0	0	0
Plathymenia reticulata Benth.*	Fabaceae	203	31	0	20	0	0	0	15	3	8	0	3	0	1	0	16	1	105
Plenckia populnea Reissek*	Celastraceae	105	0	6	0	5	23	42	0	8	11	0	5	4	1	0	0	0	0
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.*	Sapotaceae	367	6	8	16	0	8	2	0	0	18	0	55	33	13	6	143	18	41
Pouteria torta (Mart.) Radlk.*	Sapotaceae	10	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	6	0	0	0	0	0
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand*	Burseraceae	18	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
*Pseudobombax longiflorum (*Mart. & Zucc.) A. Robyns*	Malvaceae	54	0	26	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	4	10	0	12	0
Pseudobombax tomentosum (Mart. & Zucc.) Robyns*	Malvaceae	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	12	0	0	0
Psidium laruotteanum Cambess.	Myrtaceae	30	0	0	0	1	13	0	0	0	5	0	1	1	7	0	0	2	0
Psidium myrsinoides O. Berg*	Myrtaceae	268	2	0	0	68	23	94	11	6	2	1	4	17	0	0	27	0	13
Psidium pohlianum O. Berg	Myrtaceae	11	0	0	0	0	0	10	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pterodon pubescens (Benth.) Benth.*	Fabaceae	68	0	6	40	0	0	0	1	3	0	0	5	11	2	0	0	0	0
Qualea dichotoma (Mart.) Warm.	Vochysiaceae	23	0	0	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Qualea grandiflora Mart.*	Vochysiaceae	593	0	31	0	0	0	2	50	2	192	19	15	30	42	16	133	25	36
Qualea multiflora Mart.*	Vochysiaceae	143	6	5	3	0	39	3	0	25	6	0	0	0	33	22	0	1	0
Qualea parviflora Mart.*	Vochysiaceae	1122	85	95	26	0	0	29	0	144	142	18	21	94	99	92	93	124	60
Roupala montana Aubl.*	Proteaceae	94	0	4	1	1	9	3	2	1	42	3	0	9	4	0	2	13	0
Rourea induta Planch.*	Connaraceae	27	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	4	1	9	4	0	3	0
Rudgea viburnoides (Cham.) Benth.*	Rubiaceae	11	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0
Salacia crassifolia (Mart. ex Schult.) G. Don*	Celastraceae	62	0	0	0	1	2	20	18	8	10	0	0	0	0	0	1	2	0
Salacia elliptica (Mart. ex Schult.) G. Don	Celastraceae	46	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	0	4	22	0	0	15
Salvertia convallariodora A. St.-Hil.*	Vochysiaceae	143	30	37	0	0	0	0	0	0	5	2	5	12	15	21	2	3	11

continua...

Continuação Tab. 2.

Espécie	**Família**	**N**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**
Schefflera macrocarpa (Cham. & Schltdl.) Frodin*	Araliaceae	72	0	0	3	10	10	1	29	0	18	1	0	0	0	0	0	0	0
Schwartzia adamantium (Cambess.) Bedell ex Giraldo-Cañas	Marcgraviaceae	118	0	0	16	20	48	12	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simarouba versicolor A. St.-Hil.*	Simaroubaceae	66	2	0	0	5	23	20	0	8	0	0	0	0	2	0	0	0	6
Siphoneugena densiflora O. Berg	Myrtaceae	87	0	0	0	12	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strychnos pseudoquina A. St.-Hil.*	Loganiaceae	26	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	15	1	3	0	0	2	0
Stryphnodendron adstringens (Mart.) Coville*	Fabaceae	25	0	0	2	1	1	1	0	0	11	1	2	0	0	0	0	6	0
Stryphnodendron coriaceum Benth.	Fabaceae	30	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
Styrax ferrugineus Nees & Mart.*	Styracaceae	96	0	0	0	17	25	2	2	0	45	2	1	0	2	0	0	0	0
Tabebuia aurea (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore*	Bignoniaceae	161	1	48	0	0	0	0	1	0	60	1	7	3	14	10	4	9	3
Tachigali aureum (Tul.) Benth.*	Fabaceae	106	0	24	0	0	0	0	1	0	28	0	6	0	6	17	19	5	0
Tachigali paniculatum Vogel*	Fabaceae	273	7	1	0	35	2	20	128	0	6	22	23	26	0	0	1	0	2
Tapirira guianensis Aubl.*	Anacardiaceae	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Terminalia argentea Mart.*	Combretaceae	74	0	9	0	0	0	0	0	0	9	24	0	0	3	25	0	4	0
Terminalia fagifolia Mart.*	Combretaceae	165	26	0	23	0	0	0	0	0	0	0	16	9	0	0	12	0	79
Tibouchina papyrus (Pohl) Toledo	Melastomataceae	52	0	0	0	16	19	7	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K. Schum.*	Rubiaceae	19	1	9	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	6	0	1
Vatairea macrocarpa (Benth.) Ducke*	Fabaceae	197	10	13	0	0	0	0	0	20	0	0	20	2	12	19	4	4	93
Virola sebifera Aubl.*	Myristicaceae	27	0	0	0	2	24	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vochysia divergens Pohl	Vochysiaceae	55	0	55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vochysia elliptica Mart.	Vochysiaceae	39	0	0	0	0	1	2	2	32	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Vochysia rufa Mart. *	Vochysiaceae	200	0	0	0	0	0	2	0	0	37	20	28	36	19	8	33	17	0
Vochysia thyrsoidea Pohl	Vochysiaceae	43	0	0	0	10	18	6	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wunderlichia crulsiana Taub.	Asteraceae	86	0	0	0	0	0	0	2	84	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Xylopia aromatica (Lam.) Mart.*	Annonaceae	68	0	5	10	0	24	2	0	6	0	3	2	15	1	0	0	0	0

Tabela 3. Características estruturais, diversidade e unidades ecológicas (*sensu* Silva *et al*. 2006) das 17 áreas de cerrado *sensu stricto* analisadas. Onde: Gi = área basal dos indivíduos vivos; H' = índice de diversidade de Shannon; J' = índice de equabilidade de Pielou (J').

Local	**N.º de espécies**	**N.º de indivíduos vivos**	**Gi dos indivíduos vivos (m^2 ha^{-1})**	**H'**	**J'**	**Unidade Ecológica**
1 - Parque Nacional de Sete Cidades rochoso, PI (capítulo 2)	47	456	4,69	3,11	0,81	3D Planícies e matas secas
2 - Cáceres, MT (capítulo 3)	69	993	10,33	3,48	0,82	2B Colinas e savanas, campos
3 - Parque Estadual do Rio Preto, MG (capítulo 4)	42	489	8,39	3,08	0,82	3C Mosaico de paisagens e matas secas
4 - Parque Estadual dos Pireneus Três Picos, GO (Moura *et al*. 2007)	56	461	3,48	3,33	0,82	1A Planaltos elevados e savanas
5 - Parque Estadual dos Pireneus Portal, GO (Moura 2006)	65	972	10,02	3,65	0,87	1A Planaltos elevados e savanas
6 - Cocalzinho de Goiás, GO (Pinto *et al*. 2009)	65	674	5,67	3,45	0,83	1A Planaltos elevados e savanas
7 - Fazenda Sucupira, DF (Amaral *et al*. 2006)	51	607	3,58	3,08	-	1A Planaltos elevados e savanas
8 - Serra Dourada, GO (Miranda *et al*. 2007)	54	1112	6,92	3,13	0,79	3A Planícies onduladas, florestas semideciduas e savanas densas
9 - Silvânia, GO (Felfili *et al.* 1994)	68	1.287	10,71	3,31	-	1A Planaltos elevados e savanas
10 - Paracatu, MG (Felfili *et al.* 1994)	61	624	5,50	3,53	-	1A Planaltos elevados e savanas
11 - Correntina, BA (Felfili *et al.* 2001)	66	646	5,72	3,56	0,85	1D Planícies onduladas e savanas, campos
12 - São Desidério, BA (Felfili *et al.* 2001)	67	764	7,79	3,56	0,84	1D Planícies onduladas e savanas, campos
13 - Nova Xavantina, MT (Felfili *et al*. 2008)	98	1167	10,11	3,79	0,83	2B Colinas e savanas, campos
14 - Água Boa, MT (Felfili *et al*. 2002)	80	947	7,09	3,69	0,84	1D Planícies onduladas, savanas e campos
15 - Alvorada do Norte, GO (Felfili *et al*. 2008)	51	890	10,85	3,09	0,78	3A Planícies onduladas, florestas semideciduas e savanas densas

continua...

Continuação Tab. 3

Local	**N.º de espécies**	**N.º de indivíduos vivos**	**Gi dos indivíduos vivos (m^2 ha^{-1})**	**H'**	**J'**	**Unidade Ecológica**
16 - Área de Proteção Ambiental das Cabeceiras do Rio Cuiabá, MT (Felfili 2008)	66	894	5,79	3,20	0,76	2B Colinas e savanas, campos
17 - Parque Nacional de Sete Cidades areia, PI (Lindoso 2008)	45	966	9,15	3,07	0,80	3D Planícies e matas secas

Tabela 4. Espécies indicadoras (em negrito) e preferenciais com cinco ou mais indivíduos dos agrupamentos finais gerados pela análise de classificação.

Agrupamentos	**Espécies preferenciais**	
PNSC rochoso e areia	*Anacardium occidentale**	*Parkia platycephala***
	*Aspidosperma multiflorum***	*Plathymenia reticulata**
	*Byrsonima crassifolia***	*Psidium myrsinoides**
	*Callisthene microphylla***	*Salacia elliptica*
	*Caryocar coriaceum.***	*Simarouba versicolor**
	*Copaifera coriacea***	*Stryphnodendron coriaceum***
	*Dimorphandra gardneriana***	*Tapirira guianensis**
	*Himatanthus drasticus***	*Terminalia fagifolia**
	Jacaranda brasiliana	*Vatairea macrocarpa**
Fazenda Sucupira e Serra Dourada	*Annona coriacea**	*Kielmeyera rubriflora**
	*Byrsonima pachyphylla**	*Mezilaurus crassiramea*
	*Byrsonima verbascifolia**	*Miconia albicans**
	*Dimorphandra mollis**	*Myrcia variabilis*
	Eremanthus glomerulatus	*Palicourea rigida**
	*Erythroxylum deciduum**	*Plathymenia reticulata**
	*Erythroxylum suberosum**	*Qualea grandiflora**
	Eugenia aurata	*Rourea induta**
	Ferdinandusa elliptica	*Vatairea macrocarpa**
	Guapira graciliflora	*Vochysia elliptica*
	*Hancornia speciosa**	*Wunderlichia crulsiana****
	*Heteropterys byrsonimifolia**	
PEP Três Picos, PEP Portal e Cocalzinho de Goiás	***Alchornea triplinervea***	*Mimosa setosissima*
	*Aspidosperma macrocarpon**	*Myrcia canescens*
	Callisthene major	*Myrsine guianensis*
	Clusia burchellii	*Ocotea pomaderroides*
	*Connarus suberosus**	*Plenckia populnea**
	*Diospyros hispida**	*Pouteria ramiflora**
	*Emmotum nitens**	*Psidium laruotteanum*
	Ilex conocarpa	*Psidium pohlianum*
	*Kielmeyera coriacea**	*Roupala montana**
	Licania kunthiana	*Simarouba versicolor**
	Macairea radula	*Siphoneugena densiflora*
	*Matayba guianensis**	*Styrax ferrugineus**
	Miconia burchellii	*Virola sebifera**
	Miconia pepericarpa	*Vochysia thyrsoidea*
	Miconia pohliana	*Xylopia aromatica**
PERP	*Callisthene minor*	*Plathymenia reticulata**
	*Dalbergia miscolobium**	*Pterodon pubescens**
	Eremanthus incanus	*Qualea dichotoma*
	*Geissospermum vellosii*****	*Schwartzia adamantium****
	*Himatanthus obovatus**	*Terminalia fagifolia**
	Kielmeyera lathrophyton	*Xylopia aromatica**
	*Kielmeyera rubriflora**	

continua...

Continuação Tab. 4.

Agrupamentos	Espécies preferenciais	
Cáceres, Silvânia, Paracatu, Correntina, São Desidério, Nova Xavantina, Água Boa, Alvorada do Norte e APA Cabeceiras do Rio Cuiabá	*Anacardium occidentale**	*Hancornia speciosa**
	*Andira vermifuga**	*Handroanthus ochraceus **
	*Annona coriacea**	*Hymenaea stigonocarpa**
	*Annona crassiflora**	*Leptolobium dasycarpum**
	*Aspidosperma macrocarpon**	*Luehea divaricata*
	*Aspidosperma tomentosum**	*Machaerium opacum**
	*Astronium fraxinifolium**	*Magonia pubescens**
	*Bowdichia virgilioides**	*Mezilaurus crassiramea*
	*Brosimum gaudichaudii**	*Mouriri pusa**
	Byrsonima pachyphylla*	*Ouratea hexasperma**
	*Byrsonima verbascifolia **	*Ouratea spectabilis**
	*Callisthene fasciculata**	*Piptocarpha rotundifolia**
	*Caryocar brasiliense**	*Plenckia populnea**
	*Caryocar coriaceum***	*Pseudobombax longiflorum**
	*Casearia sylvestris**	*Pseudobombax tomentosum**
	*Connarus suberosus**	*Psidium laruotteanum*
	*Couepia grandiflora **	*Psidium myrsinoides**
	*Curatella americana**	*Qualea grandiflora**
	*Davilla elliptica**	*Qualea multiflora**
	*Dimorphandra mollis**	*Roupala montana**
	Diospyros burchellii	*Salvertia convallariodora**
	*Emmotum nitens**	*Stryphnodendron adstringens**
	*Eriotheca gracilipes**	*Tabebuia aurea**
	*Erythroxylum deciduum**	*Tachigali aureum**
	*Erythroxylum suberosum**	*Tachigali paniculatum**
	*Erythroxylum tortuosum**	*Terminalia argentea**
	*Eugenia dysenterica**	*Tocoyena formosa**
	Ferdinandusa elliptica	*Vatairea macrocarpa**
	Gomidesia lindeniana	*Vochysia rufa**
	Guapira graciliflora	

* Espécie com ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (Ratter et al. 2006).
** Espécie com distribuição restrita ao cerrado do Nordeste (Castro *et al*. 1998).
*** Espécie restrita a ambiente rupestre (Mendonça *et al*. 2008).
**** Espécie de Mata Atlântica (Stehmann *et al*. 2009).

Tabela 5. Espécies generalistas com cinco ou mais indivíduos das divisões finais geradas pela análise de classificação.

Agrupamentos	**Espécies generalistas**	
PNSC rochoso e areia + Cáceres, Silvânia, Paracatu, Correntina, São Desidério, Nova Xavantina, Água Boa, Alvorada do Norte e APA Cabeceiras do Rio Cuiabá	*Astronium fraxinifolium**	*Pouteria ramiflora**
	*Bowdichia virgilioides**	*Qualea grandiflora**
	*Curatella americana**	*Qualea multiflora**
	*Handroanthus ochraceus**	*Qualea parviflora**
	*Hymenaea stigonocarpa**	*Salvertia convallariodora**
	*Leptolobium dasycarpum**	*Tachigali paniculatum**
	*Magonia pubescens**	
Fazenda Sucupira e Serra Dourada + PEP Três Picos, PEP Portal e Cocalzinho de Goiás	*Anacardium occidentale**	*Miconia ferruginata**
	*Andira vermifuga**	*Ouratea hexasperma**
	*Aspidosperma tomentosum**	*Psidium myrsinoides**
	*Byrsonima coccolobifolia**	*Qualea multiflora**
	*Caryocar brasiliense**	*Qualea parviflora**
	*Davilla elliptica**	*Salacia crassifolia**
	*Hymenaea stigonocarpa**	*Schefflera macrocarpa**
	*Kielmeyera speciosa**	*Schwartzia adamantium***
	*Lafoensia pacari**	*Tachigali paniculatum**
	*Leptolobium dasycarpum**	*Tibouchina papyrus***
PERP + Cáceres, Silvânia, Paracatu, Correntina, São Desidério, Nova Xavantina, Água Boa, Alvorada do Norte e APA Cabeceiras do Rio Cuiabá	*Byrsonima coccolobifolia**	*Pouteria ramiflora**
	*Kielmeyera coriacea**	*Qualea parviflora**
	*Lafoensia pacari**	

* Espécie com ampla distribuição no cerrado *sensu lato* (Ratter *et al*. 2006).
** Espécie restrita a ambiente rupestre (Mendonça *et al*. 2008).

Tabela 6. Resumo dos resultados dos dois primeiros eixos das análises de correspondência canônicas (CCA) para a densidade de 144 espécies em 17 áreas de cerrado *sensu stricto*, em interação com variáveis ambientais e espaciais e dos testes de permutação de Monte Carlo.

CCAs Eixos	**Estatística dos eixos**	**1: Ambiente**		**2: Espaço**		**3: Ambiente e espaço**		**4: Espaço e ambiente**	
		1	2	1	2	1	2	1	2
Autovalores		0,390	0,223	0,383	0,223	0,353	0,146	0,269	0,224
Correlações espécie × ambiente ou espaço		0,953	0,871	0,976	0,932	0,958	0,916	0,962	0,976
Variância cumulativa dos dados de espécies (%)		15,9	24,9	15,6	24,7	19,1	27	14,6	26,8
Relações espécies × ambiente ou espaço (%)		63,6	100	63,3	100	70,7	100	54,5	100
Testes de permutação de Monte Carlo:									
Primeiro eixo canônico:	*P*	0,002		0,002		0,002		0,002	
	F	2,640		2,590		2,835		2,048	
Todos os eixos canônicos:	*P*	0,002		0,002		0,002		0,002	
	F	2,327		2,293		2,221		2,192	
Correlações internas com os eixos (r):									
Altitude		0,944	-0,1182			0,945	0,1518		
Número de meses secos		-0,4607	-0,7622			-0,1373	-0,9069		
Variável espacial y				-0,9755	0,0074			0,8926	0,365
Variável espacial x^2				-0,4592	0,8224			0,2195	0,9506

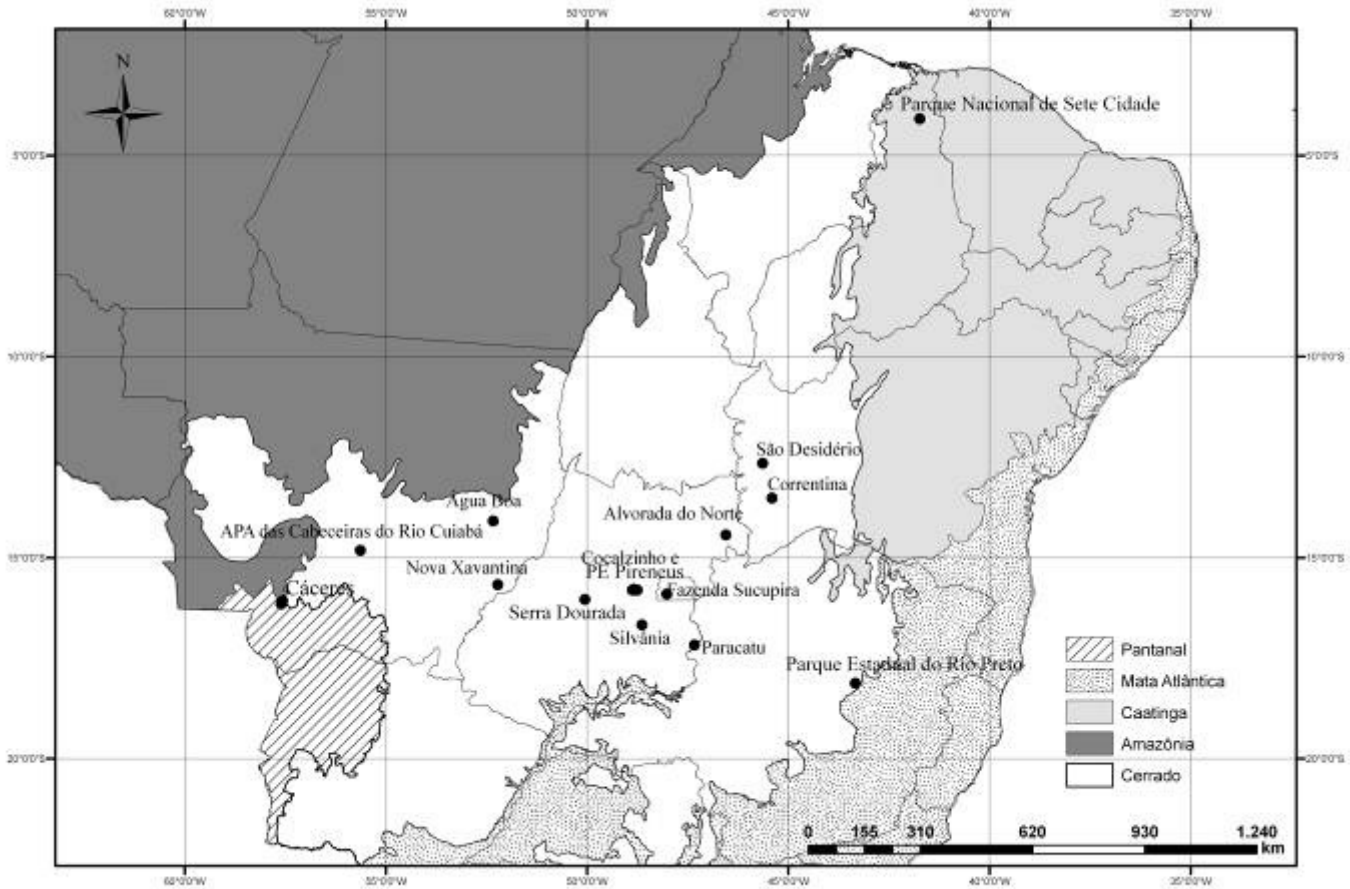

Figura 1. Localização das 17 áreas de estudo: Parque Nacional de Sete Cidades (PI) rochoso e areia, Parque Estadual do Rio Preto (MG), Parque Estadual dos Pireneus (GO) - duas áreas: Portal e Três Picos, Cocalzinho de Goiás (GO), Fazenda Sucupira (DF), Serra Dourada (GO), Cáceres (MT), Silvânia (GO), Paracatu (MG), Correntina (BA), São Desidério (BA), Nova Xavantina (MT), Água Boa (MT), Alvorada do Norte (GO), APA Cabeceiras do Rio Cuiabá. Onde: PE Pireneus = Parque Estadual dos Pireneus. Fontes IBGE (2001; 2004; 2007).

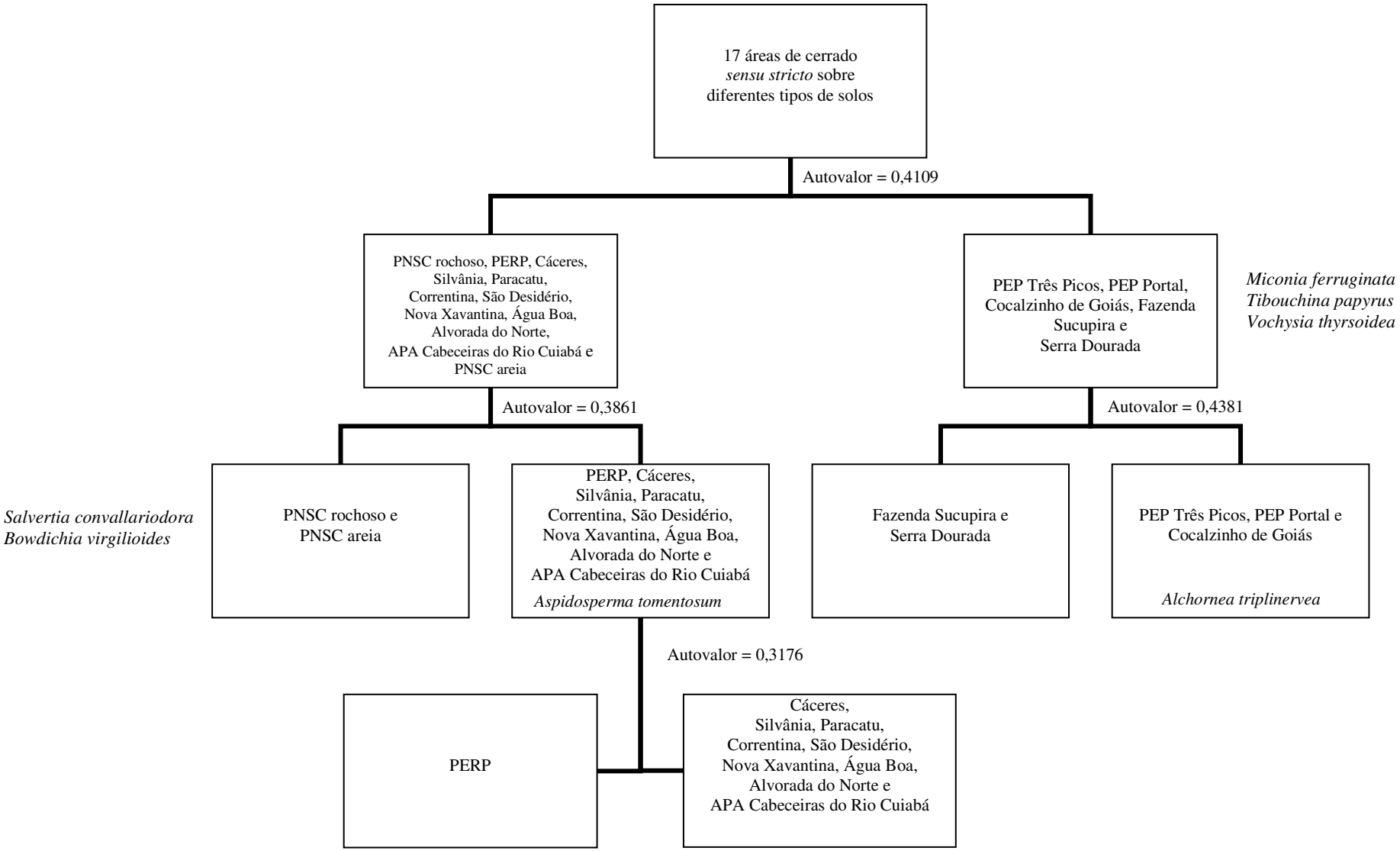

Figura 2. Dendrograma de classificação pelo método TWINSPAN das 17 áreas de cerrado *sensu stricto* analisadas e espécies indicadoras (ver Tab. 1).

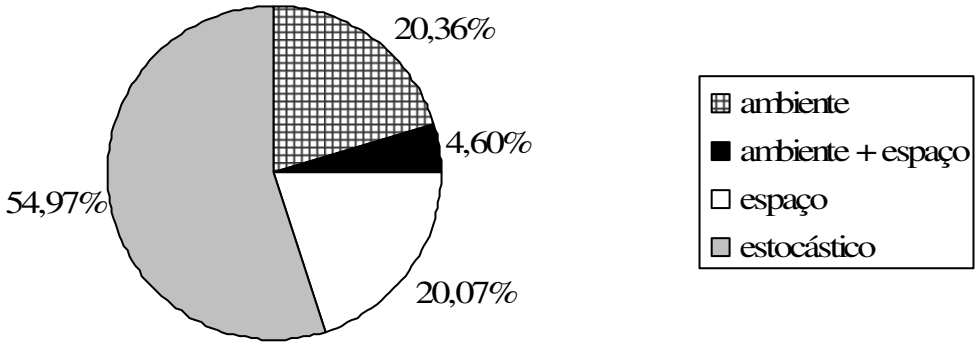

Figura 3. Influência da variação ambiental, espacial, espacial + ambiental e não explicada nas análises de correspondência canônica (CCA) para a densidade absoluta de 144 espécies registradas em 17 áreas de cerrado *sensu stricto* (ver Tab. 1).

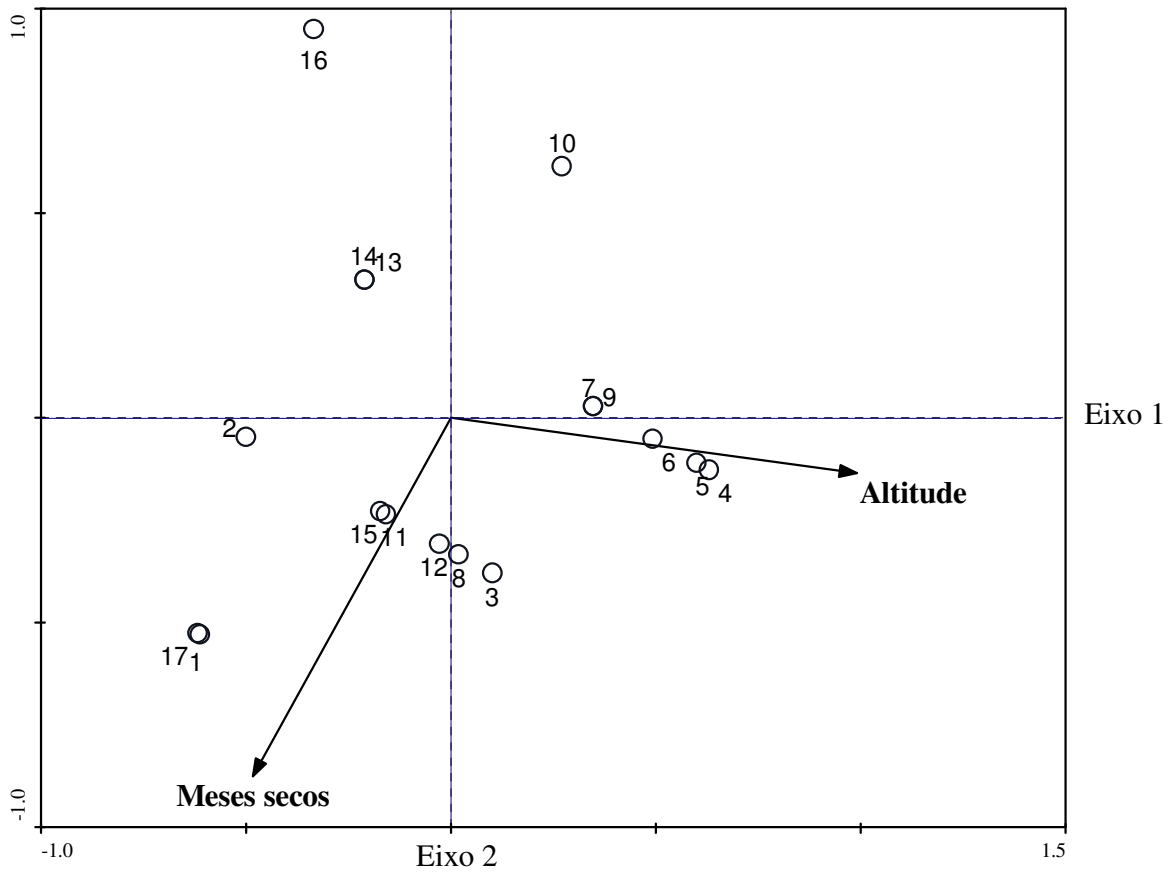

Figura 4. Diagrama de ordenação das 17 áreas de cerrado *sensu stricto* (indicadas pelos números de 1 a 17, numeradas conforme Tab. 1 e das variáveis ambientais nos dois primeiros eixos de ordenação pela análise de correspondência canônica (CCA1).

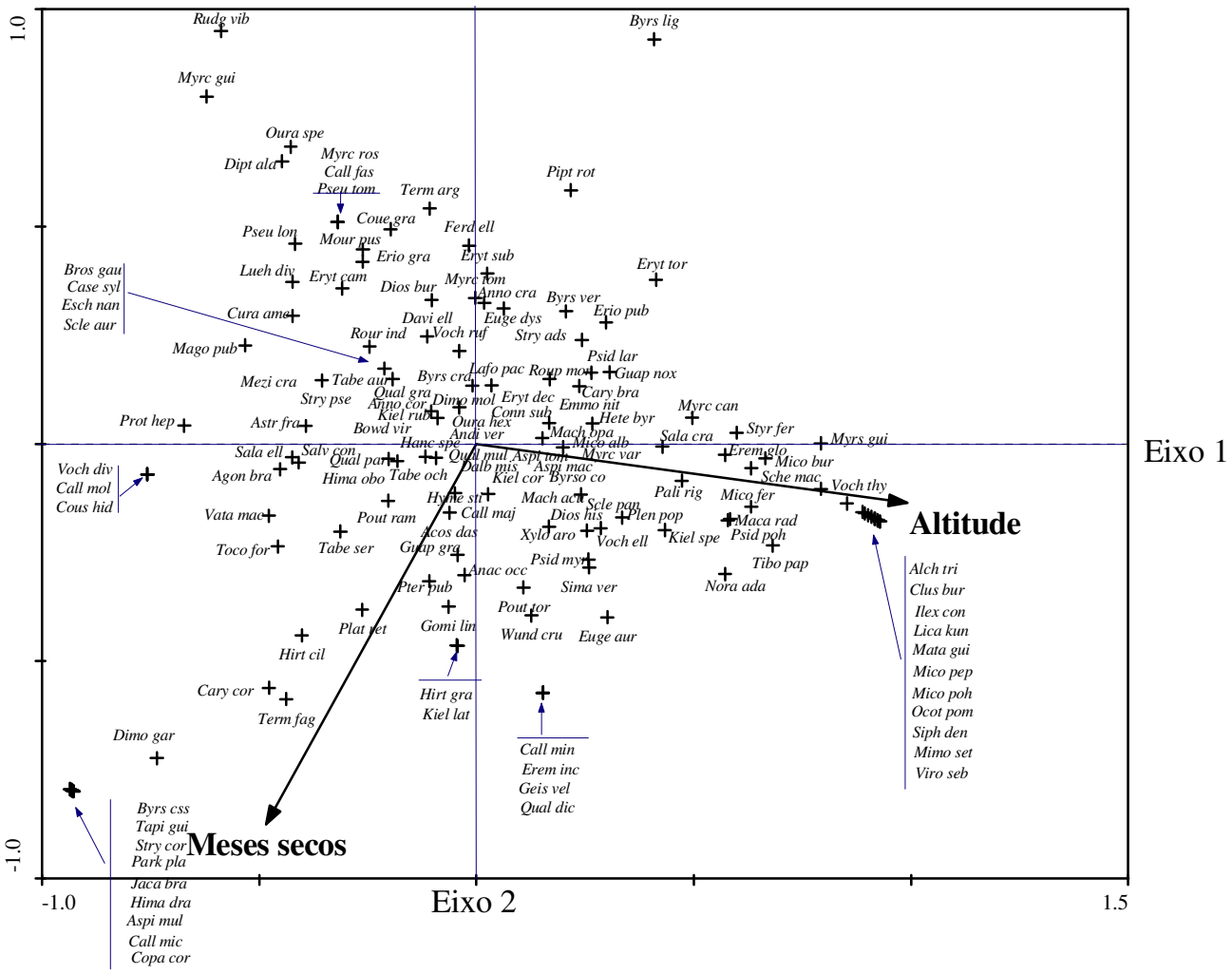

Figura 5. Diagrama de ordenação das espécies que ocorreram em 17 áreas de cerrado *sensu stricto* (vide Tab. 1) e das variáveis ambientais nos dois primeiros eixos de ordenação pela análise de correspondência canônica (CCA1). Os códigos das espécies correspondem às quatro primeiras letras do gênero e às três primeiras letras do epíteto botânico (vide Tab. 2).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A hipótese de que o cerrado rupestre apresenta flora peculiar composta por espécies selecionadas pela pequena profundidade do solo e escassez de substrato nos afloramentos, espécies generalistas das fisionomias de Cerrado e espécies associadas aos biomas adjacentes, no caso de áreas marginais, foi confirmada. Os dados registrados no presente estudo mostraram que a composição da flora lenhosa nas áreas de cerrado rupestre foi formada por:

a) espécies de ampla distribuição no cerrado *sensu lato*, que compuseram 48,1% do total das espécies.

b) espécies de distribuição restrita no cerrado *sensu lato*, que representaram 49,7% do total das espécies. Dentre estas espécies constaram aquelas ecotonais ou acessórias, no caso das áreas marginais. No PNSC foram registradas oito espécies de ocorrência limitada ao cerrado do Nordeste: *Copaifera coriacea*, *Himatanthus drasticus*, *Stryphnodendron coriaceum*, *Callisthene microphylla*, *Dimorphandra gardneriana*, *Mimosa verrucosa*, *Parkia platycephala* e *Aspidosperma multiflorum*. No PERP foi registrada uma espécie de Mata Atlântica, *Geissospermum laeve*, e em Cáceres uma espécie proveniente da Amazônia e amplamente distribuída nas áreas úmidas do Pantanal: *Vochysia divergens*.

c) espécies restritas a ambientes rupestres, resultando em 2,2% do total das espécies. São elas: *Schwartzia adamantium*, *Tibouchina papyrus*, *Wunderlichia crulsiana* e *Wunderlichia mirabilis*.

Dentre as espécies que não são exclusivas de ambientes rupestres constaram aquelas típicas de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos (como *Byrsonima coccolobifolia*, *Davilla elliptica*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Lafoensia pacari* e *Kielmeyera coriaceae*) e também espécies de ambientes florestais (como *Protium heptaphyllum*, *Astronium fraxinifolium* e *Handroanthus serratifolius*), provavelmente em função da distribuição em mosaicos das áreas de cerrado rupestre, caracterizados como ilhas de vegetação em meio às outras fitofisionomias, e também às características de micro-habitats ocasionadas pelos afloramentos rochosos. Tais micro-habitats propiciaram o estabelecimento de espécies florestais, por fornecerem ambiente com solos mais úmidos e/ou mais ricos em nutrientes.

A hipótese de que a estrutura da vegetação, no que se refere à densidade e área basal por hectare, é similar ou encontra-se no limite inferior em relação a outras comunidades de cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos que ocorrem no bioma, como Latossolos e Neossolos Quartzarênicos, foi confirmada parcialmente. Houve grande variação entre as áreas de cerrado rupestre estudadas com relação ao número de indivíduos (densidade), sendo que no Parque Nacional de Sete Cidades, no Parque Estadual do Rio Preto, Parque Estadual dos

Pireneus Três Picos e Fazenda Sucupira foram registradas densidades inferiores a de outras amostragens de cerrado *sensu stricto* em solos profundos, mas as demais áreas estão dentro do espectro de variação normalmente encontrado para o cerrado (entre 600 a 1.400 ind ha^{-1}). Também houve grande variação quanto à área basal, sendo que no Parque Estadual dos Pireneus Três Picos, no Parque Nacional de Sete Cidades e na Fazenda Sucupira os valores registrados foram inferiores aos encontrados em solos profundos, mas nas demais áreas encontram-se dentro da amplitude de variação normalmente registrada para o cerrado (entre 6 a 13 m^2 ha^{-1}). A explicação para tais variações não são claras, visto que mesmo áreas geograficamente próximas como PEP Três Picos e PEP Portal exibiram valores bastante diferenciados. É provável que fatores ambientais relacionados a variações nas características edáficas ou até mesmo a ocorrência de fogo possam estar influenciando tais diferenciações.

A hipótese de que existe relação entre a distribuição e a abundância de espécies do cerrado rupestre e variáveis ambientais, em especial a textura e a composição química dos solos, a cobertura de rochas, a altitude, a latitude, a longitude, a precipitação e a temperatura foi em partes confirmada. As áreas de cerrado rupestre demonstraram ser influenciadas pelas seguintes variáveis: temperatura mínima, K, pH, silte, Mg, Ca e Fe. Desta forma, os conjuntos florístico-estruturais nas áreas de cerrados rupestres investigadas foram influenciados tanto por variáveis de escala regional (temperatura), quanto local (propriedades químicas dos solos), talvez por incluir na análise áreas que se localizam a centenas de quilômetros entre si, como Cáceres (MT) e Parque Nacional de Sete Cidades (PI), mas também a centenas de metros de distância umas das outras, como as duas áreas do Parque Estadual dos Pireneus (GO).

Ribeiro & Walter (2008) definiram o cerrado rupestre como um subtipo do cerrado *sensu stricto*, com cobertura arbórea variando de 5 a 20%, altura média de 2 a 4 m e estrato arbustivo destacado. Os autores ressaltam, ainda, que trechos de cerrado *sensu stricto* sem a presença de afloramentos de rocha característicos, mas com grande quantidade de cascalho que emerge do solo não devem ser considerados como cerrado rupestre. No presente estudo foi detectado que a estrutura da vegetação lenhosa do cerrado rupestre parece não possuir um padrão único: há áreas mais densas, assemelhando-se ao cerrado *sensu stricto* sobre solos profundos, e áreas mais ralas, assemelhando à definição da estrutura de cerrado rupestre de Ribeiro & Walter (2008), ou mesmo de cerrado ralo (*sensu* Ribeiro & Walter 2008). Assim, sugerimos que a definição da cobertura arbórea do cerrado rupestre seja estendida aos mesmos limites apresentados por Ribeiro & Walter (2008) para o cerrado típico, ou seja, de 20 a 50%, mantendo-o como um sub-tipo de cerrado *sensu stricto*.

O bioma Cerrado já perdeu 47,8% de sua cobertura natural original (MMA 2009), e registra crescente pressão para aumento da produção agropecuária, muitas vezes não considerando o aproveitamento de áreas já desmatadas e abandonadas, e sim a abertura de novas áreas. Diante desse cenário, as áreas de cerrado rupestre ou as áreas rochosas de uma maneira geral, tendem a sofrer menor pressão antrópica do que aquelas de solos mais profundos, propícios à instalação da agricultura e pecuária. A maior ameaça para os ambientes rupestres é a mineração, que apesar de ser atividade extremamente impactante, ocorre em escala mais pontual que a agropecuária, especialmente para as áreas de quartzito e arenito. Assim, é de se esperar que se mantido o modelo de ocupação do Cerrado, os ambientes rupestres se mantenham em maior número e em melhor condição de integridade ao longo do tempo, em detrimento das áreas de solos profundos. Como há alto grau de compartilhamento de espécies entre as áreas de solos rasos e rochosos e as áreas de solos profundos (em nosso estudo 102 espécies foram comuns às duas condições, ou 70,8%), as áreas de cerrado rupestre poderão servir como importantes fontes de propágulos de espécies lenhosas para as áreas de cerrado sobre solos mais profundos, que geralmente ocorrem em áreas adjacentes. No entanto, este potencial diz respeito apenas às espécies lenhosas, aqui avaliadas. Provavelmente, se avaliadas as espécies herbáceas, ou ainda a microfauna associada a estas fitofisionomias, a similaridade entre áreas de solos rasos e profundos poderá ser baixa. Portanto, são necessários esforços de conservação em áreas de cerrado *sensu stricto* solos profundos para proteger toda a biodiversidade desta fitofisionomia, além da está presente nas manchas de cerrado rupestre, e também para resguardar a variabilidade genética das espécies lenhosas compartilhadas.

Também é possível utilizar na recuperação de determinadas áreas, espécies que não ocorreram em ambos os ambientes de cerrado, mas que são características de determinadas localidades, como as detectadas pela Análise de Classificação (Twinspan) como preferenciais de determinados agrupamentos, e também pela Análise de Ordenação (CCA). Para isso, devem-se considerar os gradientes físicos locais e sua influência sobre a composição e distribuição de espécies (Gram *et al*. 2004).

Apesar das áreas de cerrado rupestre sofrerem menor ameaça que aquelas de solos profundos, não estamos afirmando que ações que visem a sua conservação são menos importantes. Apesar de poucas espécies restritas ao ambiente rupestre, há espécies características desses ambientes e que não ocorrem em áreas de solos profundos. Como no presente estudo só foi avaliado o componente lenhoso, portanto, é muito provável que se abrangido também o componente herbáceo-subarbustivo, esse número de espécies exclusivas deva aumentar consideravelmente. Tal suposição pode ser confirmada ao pelo estudo de Walter (2006), que com base na listagem da flora vascular do bioma Cerrado (Mendonça *et*

al. 2008), contabilizou 4.202 espécies e 121 famílias que ocorrem em campo rupestre *sensu lato*. Das 4.202 espécies de campo rupestre *sensu lato* analisadas por Walter (2006), 177 são árvores, 79 arvoretas e 998 arbustos, enquanto 1.758 são ervas e 958 sub-arbustos.

É positivo o fato de que quatro das oito áreas analisadas em ambientes rupestres estejam localizadas em Unidades de Conservação, estaduais ou federais, protegendo integralmente essas comunidades: em Goiás, o Parque Estadual do Pireneus, abrangendo as áreas PEP Portal, PEP Três Picos; em Minas Gerais, o Parque Estadual do Rio Preto; e no Piauí, o Parque Nacional de Sete Cidades. No entanto, a área amostrada em Cáceres, que apresentou baixa similaridade com as outras áreas, encontra-se desprotegida em termos de Unidades de Conservação. Já constam no município quatro unidades de conservação: uma pequena parte da Estação Ecológica Serra das Araras, no bioma Cerrado; e outras três localizadas no bioma Pantanal: Estação Ecológica de Taiamã, Parque Estadual do Guirá e parte do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense. Entretanto, é necessário avaliar se a flora lenhosa do cerrado rupestre da estação Ecológica da Serra das Araras apresenta alta similaridade com a da região amostrada em Cáceres. Caso isto não seja detectado, é importante a criação de uma unidade de conservação de proteção integral naquele local, inclusive por estar na região da Província Serrana/APA da Cabeceira do Rio Paraguai, considerada prioritária para conservação, e com importância biológica extremamente alta (MMA 2008). Sugerimos a criação de uma unidade de conservação de proteção integral, uma vez que muitas APAs não garantem integridade ambiental, visto que dados recentes do MMA (2010) registram grande ocorrência de desmatamentos no interior de APAs.

Verificamos que a a flora lenhosa das áreas de cerrado rupestre inventariadas variaram bastante em termos de riqueza, densidade e área basal. Assim, para se proteger adequadamente esta importante fitofisionomia do bioma Cerrado em unidades de conservação, é recomendável o estabelecimento de várias unidades de conservação, ao invés de uma única unidade. No entanto, como o cerrado rupestre ocorre em forma de ilhas em meio a outras fitofisionomias, e como a densidade das espécies varia bastante entre os fragmentos, é importante que as unidades possuam tamanho adequado, de forma a abarcar diversas ilhas e capazes de manter as populações em longo prazo.

Por fim, salientamos a importância de amostragens da vegetação que utilizem metodologias padronizadas. As possibilidades de comparações, especialmente aquelas envolvendo dados quantitativos de espécies e indivíduos nas áreas marginais do bioma, ficaram reduzidas em nosso estudo, não pela inexistência de outros estudos, mas pela diferença de metodologia utilizada, o que inviabilizou a utilização desses estudos nas comparações.

Referências bibliográficas

Gram, W.K.; Borer, E.T.; Cottingham, K.L.; Seabloom, E.W.; Boucher, V.L.; Goldwasser, L.; Micheli, F.; Kendall, B.E. & Burton, R.S. 2004. Distribution of plants in a Califórnia serpentine grassland: are rocky hummocks spatial refuges for native species? **Plant Ecology 172**: 159-171.

Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Silva Júnior, M.C.; Filgueiras, T.S.; Nogueira, P.E. & Fagg, C.W. 2008. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. Pp. 423-1279. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 2. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2008. **Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização – Portaria MMA no 09, de 23 de janeiro de 2007**. Brasília, MMA.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2009. **Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma Cerrado, 2002 a 2008: dados revisados**. Brasília. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/relatorio_tecnico_monitoramento_desmate_bioma_cerrado_csr_rev_72.pdf

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2010. **Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas no Cerrado: subsídios do MMA para o Grupo Permanente de Trabalho Interministerial do PPCerrado**. Brasília. Disponível em: http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=201&idConteúdo=10012&idMenu=10590

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 153-212. In: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 1. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica.

Walter, B.M.T. 2006. **Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminologica e relações florísticas**. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília.