



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - IB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM CERRADO
RUPESTRE NO PARQUE ESTADUAL DOS PIRENEUS, GOIÁS, EM 12 ANOS

Lilian Gomes da Silva Rocha

Orientador: Dr. José Roberto Rodrigues Pinto

BRASÍLIA

2017



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - IB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM CERRADO
RUPESTRE NO PARQUE ESTADUAL DOS PIRENEUS, GOIÁS, EM 12 ANOS

Lilian Gomes da Silva Rocha

Orientador: Dr. José Roberto Rodrigues Pinto

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-graduação em
Botânica do Instituto de Ciências
Biológicas da Universidade de
Brasília como parte dos requisitos
necessários à obtenção do título de
Mestre em Botânica.

Brasília

2017

Rocha, Lilian Gomes da Silva

DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM CERRADO
RUPESTRE NO PARQUE ESTADUAL DOS PIRENEUS, GOIÁS, EM 12 ANOS

Lilian Gomes da Silva Rocha – Brasília, 2017

Dissertação de Mestrado (M) – Universidade de Brasília/Instituto de Biologia,
Departamento de Botânica, 2017

1. Fitossociologia 2. Dinâmica 3. Savana

LILIAN GOMES DA SILVA ROCHA

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM CERRADO
RUPESTRE NO PARQUE ESTADUAL DOS PIRENEUS, GOIÁS, EM 12 ANOS**

Banca examinadora:

Prof. Dr. José Roberto Rodrigues Pinto

Departamento de Engenharia Florestal – UnB

Orientador

Dr. Bruno Machado Teles Walter

Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia

Membro Titular Externo

Prof^a. Dr^a. Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz

Departamento de Botânica – UnB

Membro Titular Interno

Prof^a. Dr^a. Alba Valéria Rezende

Departamento de Engenharia Florestal – UnB

Suplente

Dedico a todos àqueles que de alguma
forma trabalham a favor da
preservação e conservação da
natureza. Àqueles que reconhecem o
valor da terra e da biodiversidade que
nos compõem e rodeia.

Dedico!

AGRADECIMENTOS

Agradeço enormemente ao meu orientador, José Roberto, pela paciência e disponibilidade sempre presentes, pelo trabalho de campo excelente, pela energia boa, por todas as contribuições em conteúdo e experiência compartilhada.

À equipe de campo, Gabriel, Bruno, Pedro e Danilo pela ajuda valiosa.

Ao Milton Serpa pelo auxílio na elaboração das análises estatísticas.

À Cássia, Fabiana e Alba por todas as correções e para a expansão do meu olhar crítico sobre o assunto.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade de Brasília pelo apoio e oportunidade.

Aos meus pais, Walle e Fátima, por me proporcionarem o melhor na medida de suas condições e capacidades.

À Deus, por me conservar firme e forte diante das adversidades da vida.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| LISTA DE TABELAS | viii |
| LISTA DE FIGURAS | ix |
| RESUMO GERAL | x |
| ABSTRACT | xi |
| 1. APRESENTAÇÃO | 12 |
| 1.1 INTRODUÇÃO GERAL | 12 |
| 1.2 REVISÃO DE LITERATURA..... | 15 |
| 1.2.1 Bioma Cerrado | 15 |
| 1.2.2 Cerrado Rupestre | 17 |
| 1.2.3 Dinâmica da Vegetação em Cerrado sentido restrito | 19 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 21 |
| 2. MUDANÇAS FLORÍSTICAS E ESTRUTURAIS NA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM CERRADO RUPESTRE NO PERÍODO DE 12 ANOS (CAPÍTULO 1) | 31 |
| 2.1 INTRODUÇÃO | 31 |
| 2.2 MATERIAL E MÉTODOS | 34 |
| 2.2.1 Área de Estudo | 34 |
| 2.2.2 Amostragem da vegetação | 36 |
| 2.2.3 Análise dos Dados | 37 |
| 2.3 RESULTADOS | 40 |
| 2.4 DISCUSSÃO | 52 |
| 2.5 CONCLUSÃO | 58 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 58 |
| 3. DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM CERRADO RUPESTRE NO PERÍODO DE 12 ANOS (CAPÍTULO 2) | 70 |
| 3.1 INTRODUÇÃO | 70 |
| 3.2 MATERIAL E MÉTODOS | 72 |
| 3.2.1 Área de Estudo | 72 |
| 3.2.2 Coleta dos Dados | 72 |
| 3.2.3 Análise dos Dados | 72 |
| 3.3 RESULTADOS..... | 74 |
| 3.4 DISCUSSÃO..... | 78 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 81 |

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Riqueza de espécies (S), número de indivíduos (N), espécies raras (espécies com um indivíduo ha^{-1}), índices de Shannon (H') e Pielou (J') para a vegetação arbustivo-arbórea ($\text{Db}_{30\text{cm}} \geq 5 \text{ cm}$) inventariada nos anos de 2004, 2009 e 2016 em área de Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás..... 41

Tabela 2. Espécies arbustivo-arbóreas ($\text{Db}_{30\text{cm}} \geq 5 \text{ cm}$) amostradas em área de Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pireneus (Goiás) e respectivos parâmetros fitossociológicos. DA = Densidade Absoluta (ind.ha^{-1}), F = Frequência Absoluta (número de parcelas: 20 x 50 m), DoA = Dominância Absoluta em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e IVI = Índice de Valor de Importância (%)..... 47

Tabela 3. Comparação entre estudos de dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea ($\text{Db}_{30\text{cm}} \geq 5 \text{ cm}$) em áreas de Cerrado Rupestre e Cerrado Típico, localizadas no Brasil Central. (CR = Cerrado Rupestre; CT = Cerrado Típico; S = número de espécies; H' = índice de diversidade de Shannon; J' = índice de equabilidade de Pielou; P.E = Parque Estadual)..... 54

Tabela 4. Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea ($\text{DAS} \geq 5 \text{ cm}$) para as populações mais abundantes ($N \geq 15$) em um trecho de Cerrado Rupestre amostrado no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás – GO, em um período de 12 anos (TG) 76

Tabela 5. Parâmetros de dinâmica das populações arbustivo-arbóreas ($\text{Db}_{30\text{cm}} \geq 5 \text{ cm}$) mais abundantes ($N \geq 15$) registradas em um trecho de Cerrado Rupestre (1,0 ha) amostrado no Parque Estadual dos Pireneus – GO, em um período de 2004 a 2016..... 77

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização geográfica do Parque Estadual dos Pireneus, Goiás – Brasil com destaque para a área de estudo..... 35
- Figura 2.** Focos de calor na região do Parque Estadual dos Pireneus, Goiás – Brasil, com destaque para a área de estudo 39
- Figura 3.** Rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas pontilhadas) observadas com 95% de intervalo de confiança para três curvas de amostragem (números de Hill em $q = 0, 1, 2$), representando o número de indivíduos da flora arbustivo-arbórea nos anos de 2004, 2009 e 2016 em área de Cerrado Rupestre localizada no estado de Goiás. Os intervalos de confiança de 95% (área colorida que acompanha as linhas) foram obtidos através do método *bootstrap*. As amostras de referência são indicadas pelos pontos sólidos coloridos. 42
- Figura 4.** Distribuição de frequência nas classes de diâmetro dos indivíduos arbustivo-arbóreos ($Db_{30cm} \geq 5$ cm) amostrados em 2004, 2009 e 2016, em área de Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás..... 44
- Figura 5.** Distribuição de frequência nas classes de altura dos indivíduos arbustivo-arbóreos ($Db_{30cm} \geq 5$ cm) amostrados em 2004, 2009 e 2016, em área de Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás..... 44
- Figura 6.** Valor de importância (VI) e representatividade de seus componentes (DR = densidade relativa, FR = frequência relativa e DoR = dominância relativa) das principais espécies arbustivo-arbóreas amostradas em 2004, 2009 e 2016 em área de Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás..... 46
- Figura 7.** Representação esquemática da influência da pecuária extensiva sobre a vegetação nativa do Cerrado Rupestre..... 57

RESUMO GERAL

Estudos de dinâmica da vegetação são importantes para o acompanhamento da capacidade de autorregeneração de determinada comunidade frente a distúrbios naturais e/ou antrópicos, e tornam possível o aperfeiçoamento das ações de manejo, recuperação de áreas degradadas e gestão de áreas protegidas. Assim, o objetivo deste estudo foi descrever as mudanças na composição florística, riqueza e diversidade de espécies e na estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em Cerrado Rupestre, no Parque Estadual dos Pirineus, Goiás, bem como analisar a dinâmica da vegetação, em termos de número de indivíduos e área basal, durante 12 anos. Para tanto, em 10 parcelas permanentes de 20 x 50 m (1.000 m²) foram amostrados os indivíduos arbustivo-arbóreos com diâmetro da base, medido a 30 cm do solo, igual ou superior a 5 cm ($Db_{30cm} \geq 5$ cm). As medições foram realizadas em três levantamentos nos anos de 2004, 2009 e 2016. Foram registrados focos de calor na área de estudo e em áreas circunvizinhas nos anos de 2004, 2010 e 2015. Em 2004 foram amostrados 614 indivíduos, pertencentes a 30 famílias, distribuídas em 50 gêneros e 63 espécies. Em 2009 foram amostrados 605 indivíduos, 31 famílias, 54 gêneros e 68 espécies. Enquanto em 2016, foram amostrados 480 indivíduos, 30 famílias, 52 gêneros e 64 espécies. A riqueza em espécies e a densidade aumentaram de 2004 para 2009, e diminuíram em 2016. Porém a diversidade e a equabilidade aumentaram gradativamente ao longo do tempo. As mudanças na estrutura da vegetação foram mais intensas nas menores classes de diâmetros e de altura, indicando maior susceptibilidade de indivíduos de pequeno porte a distúrbios como o fogo. Em 12 anos, a taxa de mortalidade (8,47% ano⁻¹) foi superior à taxa de recrutamento (6,11% ano⁻¹), sendo considerados valores altos e que indicam dinâmica acelerada da vegetação (taxa de reposição 7,30% ano⁻¹). Embora tenha sofrido a influência de distúrbios, a vegetação arbustivo-arbórea do Cerrado Rupestre no PEP demonstra capacidade de resiliência, devido ao aumento na riqueza e na diversidade de espécies.

Palavras-chave: dinâmica da vegetação, inventário florestal, monitoramento da vegetação.

GENERAL ABSTRACT

Studies on vegetation dynamics are important for evaluating the self-regenerating capacity of a given community facing natural and/or anthropogenic disturbances. They can also help improve management actions, the recovery of degraded areas, and the management of protected areas. In this context, the goal of this study was to describe the changes in floristic composition, species richness, diversity, and structure of the tree-shrub stratum in a Rupestrian Cerrado area, in the Pireneus State Park (PSP), Goiás, Brazil, as well as to analyze the vegetation dynamics in terms of number of individuals and basal area during 12 years. In ten permanent plots of 20 x 50 m (1.000 m²) were sampled only tree-shrub individuals with a base diameter – measured at 30-cm height above ground level – equal or greater than 5 cm ($Db_{30cm} \geq 5$ cm). Measurements were conducted during three surveys in 2004, 2009, and 2016. Heat sources were recorded in the study area and in surrounding areas in the years 2004, 2010 and 2015. In 2004, 614 individuals belonging to 30 families were sampled, distributed in 50 genera and 63 species. In 2009, 605 individuals, 31 families, 54 genera and 68 species were sampled. While in 2016, 480 individuals, 30 families, 52 genera and 64 species were sampled. Species richness and density increased from 2004 to 2009, and decrease in 2016. Diversity and evenness, however, gradually increased over time. Changes in vegetation structure were more intense at the lowest diameter and height classes, indicating a higher vulnerability of small individuals to disturbances such as fire. In 12 years, the mortality rate (8.47% year⁻¹) was greater than the recruitment rate (6.11% year⁻¹), and these are considered high, indicating a fast vegetation dynamics (turnover rate of 7.30% year⁻¹). Although subject to disturbances, the tree-shrub vegetation of the PSP Rupestrian Cerrado showed capacity for resilience, due to an increase in richness and species diversity.

Keywords: vegetation dynamics, forest inventory, vegetation monitoring.

1. APRESENTAÇÃO

1.1 INTRODUÇÃO GERAL

As savanas tropicais são ambientes complexos que ocupam aproximadamente um quarto da superfície do planeta (COLE, 1986; ENCYCLOPEDIA OF THE BIOSPHERE, 2000). Embora existam diversas definições, as savanas são, de modo geral, caracterizadas pela presença de vegetação herbácea, em camada contínua, e dossel descontínuo de árvores e arbustos (COLLINSON, 1988; SCHOLLES & ARCHER, 1997). Nesses ambientes, a distribuição da flora lenhosa está diretamente relacionada às características do solo e do relevo, sendo que a disponibilidade de recursos (p.ex. água e nutrientes) e os regimes de perturbação (p. ex. fogo e herbivoria) também são considerados importantes na regulação da cobertura arbórea (SANKARAN et al., 2005; LEHMANN et al., 2014). Contudo, ainda não há consenso sobre qual destes fatores são os principais condutores da estrutura das savanas tropicais (STOTT, 1991; YOUNG & SOLBRIG, 1993) e quais são os determinantes da riqueza e diversidade de espécies em relação ao gradiente espacial. O entendimento sobre o comportamento da vegetação ao longo do tempo também carece de maiores análises considerando as características integrativas dos ecossistemas. Assim, é necessário analisar não apenas as transformações em termos sucessionais das fitofisionomias, provocadas por atividades antropogênicas, mas, principalmente, o histórico geomorfológico e ecológico correlacionado às mudanças florísticas ao longo do tempo.

O Cerrado é reconhecidamente a savana tropical mais rica do mundo (WALTER, 2006). Tal riqueza pode ser atribuída à sua localização central em relação às demais formações vegetais da América do Sul (OLIVEIRA-FILHO & RATTER, 2002; RIBEIRO & WALTER, 2008), uma vez que, ao fazer divisa com diferentes biomas, recebe influência das floras dos biomas adjacentes (MÉIO et al., 2003; FRANÇOSO et al., 2015). A heterogeneidade espacial da flora do Cerrado o caracteriza como mosaico vegetacional (FELFILI & SILVA-JÚNIOR, 2005). Para além do compartilhamento florístico, a distribuição e a manutenção das diferentes fitofisionomias do Cerrado estão diretamente relacionadas às características edáficas, topográficas, ocorrência de fogo e perturbações antropogênicas (EITEN, 1972).

Em tempos recentes, a vegetação do Cerrado se desenvolve em estado de resistência, frente à pressão antrópica exercida por atividades econômicas que atuam na contramão da permanência da vegetação nativa (DURIGAN, 2012). Como exposto por França et al. (2015), somente 6,5% da vegetação nativa remanescente do Cerrado estão sob regime de proteção em unidades de conservação legalmente instituídas. Se o cenário de desmatamento continuar progredindo de forma acelerada, parte da biodiversidade do bioma será drasticamente reduzida, ou poderá desaparecer antes mesmo de ser reconhecida e catalogada. Assim, a avaliação continuada de fragmentos de vegetação e o avanço sistemático de estudos em áreas ainda inexploradas apresentam-se como um caminho necessário para a compreensão dos padrões de manutenção da biodiversidade. Além do mais, essas práticas servem de base para a promoção de ações de preservação e conservação da vegetação remanescente do Cerrado, conservação de recursos genéticos de espécies raras ou ameaças de extinção e identificação de novas espécies e potenciais recursos biotecnológicos para o futuro.

Os estudos de dinâmica de vegetação permitem avaliar mudanças temporais e espaciais nos processos demográficos das comunidades, como flutuações nas taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento dos indivíduos (SWAINE et al., 1987; LIEBERMAN et al., 1995). A partir daí, geram-se informações sobre modificações na composição florística e na estrutura da vegetação e suas relações com os meios biótico e abiótico a que está submetida (REES et al., 2001). Sendo assim, avaliações periódicas e sistemáticas da vegetação, ao longo do tempo, tornaram-se imprescindíveis para o acompanhamento da capacidade de autorregeneração de determinada comunidade frente às perturbações existentes (FELFILI, 1995; RIBEIRO et al., 2012) e possibilitaram a otimização das ações de manejo, de recuperação de áreas degradadas e de gestão de áreas protegidas, conforme sugerido por Abreu et al. (2014).

No Brasil, diversos estudos de dinâmica da vegetação têm sido realizados no Cerrado, sobretudo em ambientes florestais, em Florestas Ripárias e de Interflúvio e em áreas de transição Cerrado-Amazônia (FELFILI, 1995; BUDKE et al., 2005; DAMASCENO-JUNIOR et al., 2005; PINTO & HAY, 2005; BRAGA & REZENDE, 2007; LOPES & SCHIAVINI, 2007; GUIMARÃES et al., 2008; OLIVEIRA &

FELFILI, 2008; MEWS et al, 2011; ABREU et al., 2014; MARACAHIPES et al., 2014; REIS et al., 2015; ROITMAN et al., 2016), em Florestal Estacional (WERNECK et al., 2000; WERNECK & FRANCESCHINELLI, 2004; OLIVEIRA et al., 2015; MEYER et al., 2015), e em Cerrado sentido restrito (FELFILI et al., 2000; LIBANO & FELFILI, 2006; AQUINO et al., 2007; LIMA et al., 2009; RIBEIRO et al., 2012; ALMEIDA et al., 2014). No entanto, essas avaliações ainda são escassas em fitofisionomias como o Cerrado Rupestre (GOMES et al., 2014; GOMES et al., 2016).

O Cerrado Rupestre é um subtipo de vegetação arbustivo-arbórea do Cerrado sentido restrito, frequentemente encontrado em solos rasos e sobre afloramentos rochosos (RIBEIRO & WALTER, 2008). Embora apresente grande número de espécies dos demais subtipos de Cerrado sentido restrito, esta fitofisionomia destaca-se por apresentar particularidades quanto à estrutura e composição florística (SANTOS et al., 2012; MEWS et al., 2014). Este caráter singular do Cerrado Rupestre demonstra-se pela presença de espécies habitat especialistas e espécies raras (LENZA et al., 2011). Sendo assim, a singularidade desses ambientes e a quantidade discreta de estudos sobre esta fitofisionomia, quando comparada a outras fitofisionomias, justificam a importância de mais avaliações espaço-temporais nesses ecossistemas (OLIVEIRA-FILHO & FLUMINHAN-FILHO, 1999; MENDONÇA & LINS, 2000; ALVES & KOLBEK, 2010).

Considerando o restrito número de estudos realizados sobre a dinâmica da vegetação em Cerrado Rupestre, bem como a importância desta fitofisionomia para a manutenção da biodiversidade do Cerrado, o presente trabalho teve por objetivo investigar as mudanças na composição florística, na estrutura da vegetação e na diversidade de espécies arbustivo-arbóreas em um fragmento de Cerrado Rupestre, após 12 anos de monitoramentos da vegetação.

Para facilitar a apresentação das informações aqui geradas, os resultados do presente estudo estão organizados na forma de capítulos:

Capítulo 1: Mudanças na composição florística e na estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em Cerrado Rupestre no período de 2004 a 2016.

Capítulo 2: Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea em Cerrado Rupestre, no período de 12 anos.

1.2 REVISÃO DE LITERATURA

1.2.1 Bioma Cerrado

O Cerrado é o segundo maior bioma da América do Sul e representa cerca de 10% das savanas tropicais do mundo (COLE, 1986; BROOKS et al., 2005). Ocupa cerca de 205 milhões de hectares, o que equivale a aproximadamente 21% do território nacional (RIBEIRO & WALTER, 2008). A savana brasileira, apesar de inserida em continente distinto, compartilha características ecológicas e fisionômicas com outras savanas da América Tropical, da África, do Sudeste Asiático e da Austrália (MISTRY, 2000). De modo geral, as particularidades do Cerrado e das savanas pelo mundo resultam das interações entre disponibilidade de água, distúrbios (fogo, herbivoria, presença humana) e biomassa inerentes a cada região (LEHMANN et al., 2014).

A grande variação fitofisionômica do Cerrado, que é caracterizado como um mosaico vegetacional (COUTINHO, 2000), pode ser atribuída à heterogeneidade nas condições ambientais (SILVA et al., 2006). Os principais fatores responsáveis pelos padrões e processos das comunidades savânicas são estacionalidade climática, disponibilidade hídrica, características edáficas como profundidade, textura e disponibilidade de nutrientes do solo (p. ex. OLIVEIRA-FILHO & RATTER, 2002; FELFILI et al., 2005a). Vários autores argumentam que as comunidades de plantas do Cerrado estão adaptadas à baixa qualidade nutricional dos solos (RIZZINI, 1976; RUGGIERO et al., 2002; HARIDASAN, 2008). Outros autores consideram a estacionalidade climática das chuvas e a saturação hídrica do solo como fatores determinantes da vegetação (FELFILI et al., 2005a). O fogo é um fator responsável por modificar a composição florística e a estrutura das comunidades savânicas, uma vez que sua passagem altera os processos demográficos das populações, tais como mortalidade, recrutamento e crescimento, diminui a ocorrência de espécies sensíveis ao fogo, bem como, beneficia outras espécies mais adaptadas (MIRANDA et al., 2009; RIBEIRO et al., 2012). Quanto às fitofisionomias do Cerrado, ainda são escassas as informações a respeito do comportamento da vegetação ao longo do tempo frente aos fatores ambientais capazes de moldar sua estrutura, e determinar a riqueza e a diversidade das comunidades. Principalmente no tocante aos fatores intimamente ligados às ações antrópicas, que exercem influência cada dia mais intensa sobre os ambientes naturais

devido ao crescimento populacional desordenado e às atividades econômicas associadas ao desenvolvimento humano (GUERRA et al, 2015).

No que se refere à conservação do Cerrado, França et al. (2015) argumentam que o investimento na implantação e gestão de áreas protegidas no Brasil só faz sentido se houver uma chance satisfatória de dar continuidade à proteção da biodiversidade e dos serviços ecológicos futuros, o que requer acompanhamento da vegetação em levantamentos florísticos periódicos. Em suas considerações, Klink & Machado (2005) afirmam que as políticas públicas devem considerar o conhecimento adquirido sobre as espécies, os habitats e sobre o funcionamento de ecossistemas do bioma, uma vez que as modificações da paisagem têm implicações sobre o regime de queimadas, a hidrologia, a ciclagem e os estoques de carbono e, possivelmente, sobre o clima. Nesse contexto, surge a necessidade do monitoramento periódico de remanescentes de Cerrado a partir da implantação de parcelas permanentes (FELFILI et al., 2005b). Essa prática permite avaliação continuada da biodiversidade desses remanescentes, evidenciada por mudanças na composição florística, na estrutura da vegetação e em fatores como biomassa, taxas de crescimento, recrutamento e mortalidade da vegetação (FELFILI, 1995; FELFILI & REZENDE, 2003).

Ao longo das últimas cinco décadas a ocupação e o uso do Cerrado passaram a se consolidar como terras voltadas à produção (DURIGAN, 2012). Principalmente, devido à expansão da fronteira agrícola e agropecuária de maneira mais expressiva, com a produção de grãos destinados à exportação, sobretudo soja, e a criação de bovinos (AGUIAR & MONTEIRO, 2005). Cerca de 26% do Cerrado são áreas de pastagens cultivadas (ANDRADE et al., 2015) e 62% de culturas agrícolas (BRASIL, 2000). Sendo que as atividades agrícola e pecuária ocorrem no Cerrado tanto pelas características geomorfológicas propícias (terrenos planos) quanto pela abundância de recursos hídricos, altamente demandados por esses setores produtivos (CAMPOS FILHO, 2010), trazendo enormes repercussões sobre a vegetação natural e, conseqüentemente, à biodiversidade do bioma.

Enquanto os terrenos planos do Cerrado sentido restrito são o alvo das práticas do Agronegócio, o Cerrado Rupestre é um ambiente inadequado para essas atividades, uma

vez que se encontra em terrenos íngremes, acidentados, permeados de afloramentos rochosos e com pouco substrato disponível (MACHADO et al., 2004; PINTO et al., 2009). Assim, os remanescentes de vegetação sobre afloramentos rochosos e em terrenos acidentados tenderiam a servir de refúgio para espécies generalistas do Cerrado (PINTO et al., 2009), e portanto, devem ser alvo de monitoramentos contínuos.

1.2.2 Cerrado Rupestre

Diversas terminologias já foram empregadas para denominar a vegetação dos ambientes rupestres, descritas por diferentes autores e reunidas por WALTER (2006). Em sua interpretação, RIBEIRO & WALTER (2008) definiram dois subtipos vegetacionais rupestres para o Cerrado: Campo Rupestre e Cerrado Rupestre. Esses autores comentam que, além de apresentarem composição florística distinta, o Campo Rupestre (formação campestre) apresenta menos de 5% de cobertura arbórea e no Cerrado Rupestre (formação savânica) este valor varia de 5 a 70%.

Disposto em mosaicos vegetacionais com outros tipos fitofisionômicos, o Cerrado Rupestre é um subtipo de vegetação arbustivo-arbórea do Cerrado sentido restrito frequentemente encontrado em solos rasos e sobre afloramentos rochosos, cuja cobertura arbórea varia de 5% a 70% e a altura média de 2 a 4 metros (RIBEIRO & WALTER, 2008). A fitofisionomia ocupa cerca de 7% do bioma, com base na classificação de solos do Cerrado (REATTO et al., 2008). Comporta grande número de espécies de Cerrado sentido restrito, mas destaca-se por apresentar particularidades quanto à estrutura e composição florística (SANTOS et al., 2012; MEWS et al., 2014).

Por estar disposto em mosaicos vegetacionais e, portanto, pela proximidade geográfica entre subtipos de vegetação, ocorrem semelhanças florísticas entre o Cerrado Rupestre e as demais fitofisionomias encontradas no domínio fitogeográfico do Cerrado (SANTOS et al., 2012; MEWS et al., 2014). Mesmo diante do compartilhamento de espécies, áreas adjacente de vegetação savânica sobre solos distintos apresentam população de espécies lenhosas de tamanhos diferentes, além de apresentarem espécies especialistas ou exclusivas, sendo, portanto, consideradas áreas complementares, e não equivalentes (MEWS et al., 2014). No Cerrado Rupestre são encontradas espécies restritas a estes ambientes, ditas habitat especialistas (LENZA et al., 2011) e, de

maneira menos expressiva, espécies de formações florestais do bioma (MOURA et al., 2010; SANTOS et al., 2012).

Os fatores ambientais que determinam a estrutura e a composição florística do Cerrado Rupestre envolvem principalmente as variáveis edáfica, como teor de matéria orgânica, cálcio (Ca) e potássio (K), volume e profundidade do solo, e as variáveis topográficas, como altitude, relevo íngreme e acidentado (SANTOS et al., 2012; MEWS et al., 2016). A variedade de micro-habitats ao longo dos afloramentos rochosos é fator de influência na riqueza e no endemismo de espécies (FERNANDES & BAPTISTA, 1987; BARTHLOTT et al., 1993; YATES et al., 2003). Esta variedade de micro-habitats reforça a necessidade de mais estudos em Cerrado Rupestre nas diferentes regiões do país, e em maiores escalas de tempo, no intuito de ampliar o conhecimento sobre a biodiversidade destes ambientes.

Diferente de outros tipos savânicos tais como o Cerrado Ralo, o Cerrado Típico e o Cerrado Denso, o Cerrado Rupestre distribui-se em relevo íngreme ou montanhoso (RIBEIRO & WALTER, 2008). Quanto aos aspectos pedológicos, está inserido, em maior parte, em Neossolos Litólicos originados da decomposição de arenitos e quartzitos cujas características incluem a superficialidade, ou pouca profundidade, a pobreza em nutrientes e os baixos teores de matéria orgânica (REATTO et al., 2008). A superficialidade destes solos, evidenciada pela presença de blocos de rochas semi-intemperizados, de horizonte A assentado diretamente sobre a rocha e de profundidade de até 50 centímetros, impõe uma limitação à penetração do sistema radicular das plantas e as influencia a se desenvolverem nas fendas entre as rochas (REATTO et al., 2008; RIBEIRO & WALTER, 2008). Assim, alguns estudos realizados em ambientes rochosos apontam que as espécies destes ambientes estabeleceram estratégias de colonização e adaptação para permanecerem em desenvolvimento a partir da utilização do pouco substrato existente entre as rochas, com a concentração dos indivíduos arbustivo-arbóreos em locais pontuais onde as condições edáficas são mais propícias (LIMA et al., 2010; ABREU et al., 2012).

Torna-se importante a realização de esforços para a conservação da biodiversidade dos ambientes rupestres, já que podem contribuir para a conservação das espécies de Cerrado sentido restrito, por ser este ambiente mais susceptível à

degradação (GOMES et al., 2011), uma vez que encontra-se inserido em terrenos planos e indicados para o desenvolvimento da agricultura. As avaliações espaço-temporais sobre a vegetação rupestre têm caráter estratégico, no sentido de trazer à luz da informação os resultados e implicações das mudanças temporais e dos distúrbios sobre a biodiversidade desta fitofisionomia.

1.2.3 Dinâmica da vegetação em Cerrado sentido restrito

Estudos de dinâmica da vegetação são importantes ferramentas para a compreensão dos processos ecológicos em comunidades, uma vez que fornecem informações a respeito do estado de conservação e da capacidade de regeneração da vegetação, com base em monitoramentos contínuos (HUBBELL & FOSTER, 1992; KORNING & BALSLEV, 1994; FELFILI et al., 2000). Tais estudos identificam as possíveis relações entre mudanças da vegetação ao longo do tempo, tanto em termos de composição e diversidade de espécies, em relação à estrutura da comunidade, quanto a fatores ambientais e antrópicos passíveis de alteração do equilíbrio das comunidades vegetacionais. Dentre estes fatores de origem natural ou antrópica podemos citar o fogo, a presença de espécies invasoras, a fragmentação de habitats, entre outros (KORNING & BALSLEV, 1994; FELFILI, 1995; OLIVEIRA-FILHO et al., 1997).

As alterações temporais na estrutura e na composição florística de comunidades vegetacionais são obtidas através de inventários contínuos em parcelas permanentes, com metodologia específica, a depender do bioma (FELFILI et al., 2005). O acompanhamento periódico da biodiversidade contribui para ações de conservação da natureza (CURTIS & MARSHALL, 2005), principalmente em ambientes remanescentes, além de fornecer informações para programas de recuperação e manejo da vegetação do Cerrado (LÍBANO & FELFILI, 2006; AQUINO et al., 2007).

Estudos de dinâmica da vegetação arbórea do Cerrado em ambientes sem a ocorrência do fogo têm demonstrado incremento em densidade, área basal e número de espécies (ROITMAN et al., 2008; MEWS et al., 2011). De modo similar à situação de ausência de fogo, verificou-se que a presença do fogo nas formações savânicas do Cerrado promove dinâmica estável da vegetação (PINHEIRO & DURIGAN, 2009). FIEDLER et al. (2004) analisaram a estrutura e a composição florística de um Cerrado sentido restrito após três anos de incêndio generalizado na área e contabilizaram treze

novas espécies, indicando uma recuperação após o distúrbio. Líbano & Felfili (2006) verificaram que houve grande similaridade florística da vegetação de Cerrado sentido restrito após dezoito anos de inventários contínuos, apesar das reduções em densidade após ocorrências de fogo na área. Os referidos autores concluíram que a comunidade em questão é relativamente estável, já que as características originais da vegetação foram mantidas mesmo sob a influência dos distúrbios. Aquino et al. (2007) analisaram a dinâmica de uma área de Cerrado sentido restrito durante sete anos no Estado do Maranhão e também observaram continuidade da composição florística e da estrutura da vegetação, sugerindo certa resiliência frente às perturbações causadas pelo fogo de ocorrência bianual e pela agricultura.

Entretanto, a depender da frequência e da intensidade do fogo tornam-se mais evidentes as diminuições da densidade arbórea e da área basal e o aumento das taxas de mortalidade da vegetação (AQUINO et al., 2007; LIMA et al., 2009; RIBEIRO et al., 2012). De acordo com Miranda & Sato (2005), o aumento da frequência de queimadas sobre vegetação lenhosa conduz a fisionomias mais abertas, resultante das altas taxas de mortalidade, das alterações no recrutamento e do favorecimento da vegetação rasteira.

Gomes et al. (2016) realizaram censo em Cerrado Rupestre com histórico de incêndios frequentes e verificaram que apesar da resiliência da comunidade ao fogo, quatro anos não foram suficientes para a vegetação recuperar a densidade existente antes da passagem do fogo, sendo que as mudanças na riqueza e na composição florística não foram significativas, corroborando os resultados para Cerrado sentido restrito encontrados por Líbano & Felfili (2006), Fiedler et al. (2004) e Aquino et al. (2007). Pouca alteração na área basal da comunidade foi observada por Gomes et al. (2016) porque os indivíduos mortos pelas queimadas foram os de menor porte, principalmente por estarem mais susceptíveis às maiores temperaturas durante os incêndios e por possuírem cascas menos espessas e ainda não apresentarem órgãos subterrâneos de reserva (MIRANDA et al., 1996).

Grande parte dos estudos da dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea em formações savânicas foi realizada em Cerrado sentido restrito sobre solos profundos, sendo que, até o momento, apenas dois estudos foram conduzidos em Cerrado Rupestre, ambos realizados no estado de Mato Grosso (GOMES et al., 2014; GOMES et al., 2016). Com o intuito de contribuir para o conhecimento sobre o Cerrado Rupestre, e o

seu funcionamento, o presente estudo analisa a dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea por um período de 12 anos, período não alcançado em trabalhos anteriores nas fitofisionomias savânicas do Cerrado. Embora a área de estudo esteja inserida em Unidade de Conservação (UC), a região está constantemente sob regime de distúrbio antrópico, marcado pela ocorrência de incêndios periódicos e pela presença de gado e cavalos. Sendo assim, os capítulos a seguir buscam analisar o desenvolvimento da vegetação arbustivo-arbórea em área de Cerrado Rupestre ao longo do tempo e sua possível relação com os distúrbios e impactos gerados pela ocorrência de fogo e herbivoria.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, T. A. L., PINTO, J. R. R., & MEWS, H. A. (2014). Variations in richness and tree species diversity within 14 years in a valley forest, Mato Grosso, Brazil. *Rodriguésia*, 65(1), 73-88.
- AGUIAR, T. de J. A.; MONTEIRO, M. do S. L. (2005) Modelo agrícola e desenvolvimento sustentável: a ocupação do Cerrado Piauiense. **Ambiente & Sociedade**, v. 8, n. 2, 2005.
- ALVES, R. J., & KOLBEK, J. (2010). Can campo rupestre vegetation be floristically delimited based on vascular plant genera?. *Plant ecology*, 207(1), 67-79.
- ANDRADE, R. G., DE CASTRO TEIXEIRA, A. H., LEIVAS, J. F., DA SILVA, G. B. S., NOGUEIRA, S. F., DE CASTRO VICTORIA, D., VICENTE, L. E. & BOLFE, É. L. (2015). Indicativo de pastagens plantadas em processo de degradação no bioma Cerrado. In Proc. Brazilian Symposium on Remote Sensing (pp. 1585-1592).
- AQUINO, F. D. G., WALTER, B. M. T., & RIBEIRO, J. F. (2007). Woody community dynamics in two fragments of "cerrado" stricto sensu over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 30(1), 113-121.
- BARTHLOTT, W., GRÖGER, A., & POREMBSKI, S. (1993). Some remarks on the vegetation of tropical inselbergs: diversity and ecological differentiation. *Compte rendu des Séances de la Société de Biogéographie*, 69(3), 105-124.

- BRAGA, F. M. S., & REZENDE, A. V. (2007). Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. *Cerne*, 13(2).
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; Agência de Cooperação Internacional do Japão Estudo de Impacto dos Programas de Cooperação Nipo-Brasileira para o Desenvolvimento agrícola dos Cerrados na República Federativa do Brasil. Esboço do Relatório Geral. Brasília, Março de 2000.
- BROOKS, T., MITTERMEIER, C. G., LAMOREUX, J., & FONSECA, G. B. (2005). Hotspots revisited: Earths biologically richest and most endangered ecoregions. Conservação Internacional/CI, Agrupación Sierra Madre, 329p.
- BUDKE, J. C., ATHAYDE, E. A., GIEHL, E. L. H., ZÁCHIA, R. A., & EISINGER, S. M. (2005). Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. *Iheringia. Série Botânica.*, 60(1), 17-24.
- CAMPOS FILHO, R. P. Um olhar geopolítico sobre a água no cerrado: apontamentos para uma preocupação estratégica. *Cerrados: perspectivas e olhares*, p 93. Goiânia: Editora Vieira, 2010.
- COLE, M. M. 1986. The savannas: biogeography and geobotany. Academic Press. Pp. 1-58
- COLLINSON, A. S. Tropical formations with conspicuous grasslands: savannas. In: Introduction to world vegetation. Springer Netherlands, 1988. p. 232-248.
- COUTINHO, L. M. (2000). O bioma do cerrado. Eugene Warming eo cerrado brasileiro (AL Klein, ed.), 77-92.
- CURTIS, R.O.; MARSHALL, D.D. **Permanentplot procedures for silvicultural and yield research**. Portland: U.S. Department of Agriculture, 2005. 86p.
- DAMASCENO-JUNIOR, G. A., SEMIR, J., DOS SANTOS, F. A. M., & DE FREITAS LEITÃO-FILHO, H. (2005). Structure, distribution of species and inundation in a riparian forest of Rio Paraguai, Pantanal, Brazil. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 200(2), 119-135.
- DOI 10.5216/bgg.v34i2.31740. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 34, n. 2, p. 295-310.
- DURIGAN, G. 2012. Cerrado: o trade-off entre a conservação e o desenvolvimento. **Parcerias Estratégicas**, 15(31), 243-251.

- EITEN, G. (1972). The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38(2), 201-341.
- EITEN, G. 1977. Delimitação do conceito de Cerrado. *Arquivos do Jardim Botânico, Rio de Janeiro* 21: 125-134.
- EITEN, G. 1978. Delimitation of the cerrado concept. *Vegetatio* 36:169-178.
- ENCYCLOPEDIA of the biosphere: savannah. Detroit: Gale Group, 2000. v. 3
- FELFILI, J. M. & SILVA JÚNIOR, M. C. 2005. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto*, Distrito Federal, Goiás, Minas Gerais e Bahia. Pp.143-154.
- FELFILI, J. M. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985–1991). **Journal of tropical ecology**, v. 11, n. 01, p. 67-83.
- FELFILI, J. M., & REZENDE, R. P. (2003). Conceitos e métodos em fitossociologia (Vol. 68). Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal.
- FELFILI, J. M., CARVALHO, F. A., & HAIDAR, R. F. (2005b). Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal.
- FELFILI, J. M., REZENDE, A. V., JÚNIOR, M. C. D. S., & SILVA, M. A. (2000). Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology*, 16(4), 579-590.
- FELFILI, J. M., SOUZA-SILVA, J. C. & SCARIOT, A. 2005a. Biodiversidade, ecologia e conservação do cerrado: avanços no conhecimento. In *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação* (A. Scariot, J. C. Souza-Silva & J. M. Felfili, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, p.25-44.
- FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V.; SILVA JR., M. C. & SILVA, M. A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology** 16: 579-590.
- FERNANDES, I., & BAPTISTA, L. R. D. M. (1987). Levantamento da flora vascular rupestre do Morro Sapucaia e Morro do Cabrito, Rio Grande do Sul. *Acta Botanica Brasilica*, 1(2), 95-102.

- FIEDLER, N. C., REZENDE, A. V., & VENTUROILI, F. (2004). Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado sensu stricto na fazenda Água Limpa-DF. *Revista Árvore*, 28(1).
- FRANÇOSO, R. D., BRANDÃO, R., NOGUEIRA, C. C., SALMONA, Y. B., MACHADO, R. B., & COLLI, G. R. (2015). Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado biodiversity hotspot. *Natureza & Conservação*, 13(1), 35-40.
- GOMES, L., LENZA, E., MARACAHIPES, L., MARIMON, B. S., & OLIVEIRA, E. A. (2011). Comparações florísticas e estruturais entre duas comunidades lenhosas de cerrado típico e cerrado rupestre, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 25(4), 865-875.
- GOMES, L., MARACAHIPES, L., MARIMON, B. S., REIS, S. M., ELIAS, F., MARACAHIPES-SANTOS, L., MARIMON-JUNIOR, B. H. & LENZA, E. (2014). Post-fire recovery of savanna vegetation from rocky outcrops. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 209(3), 201-208.
- GOMES, L., MARACAHIPES, L., REIS, S. M., MARIMON, B. S., MARIMON-JUNIOR, B. H., & LENZA, E. (2016). Dynamics of the woody vegetation of two areas of Cerrado sensu stricto located on different substrates. *Rodriguésia*, 67(4), 859-870.
- GUERRA, M. P., ROCHA, F. S., & NODARI, R. O. (2015). Biodiversidade, recursos genéticos vegetais e segurança alimentar em cenário de ameaças e mudanças. *Recursos fitogenéticos: a base da agricultura sustentável no Brasil*. Viçosa: Ed. UFV, 39-52.
- GUIMARÃES, J. C., VAN DEN BERG, E. D. U. A. R. D. O., CASTRO, G. C., Machado, E. L. M., & Oliveira-Filho, A. T. (2008). Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 31(4), 621-632.
- HARIDASAN, M. (2008). Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 20(3), 183-195.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Structure, dynamics and equilibrium status of oldgrowth forest on Barro Colorado Island. In: GENTRY, A.H. **Four Neotropical Rainforest**. Yale University Press, New Haven, p.522-541. 1992.

- KLINK, C. A., & MACHADO, R. B. (2005). Conservation of the Brazilian cerrado. *Conservation biology*, 19(3), 707-713.
- KORNING, J., & BALSLEV, H. (1994). Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, 10(02), 151-166.
- LEHMANN, C. E. R. et al. Savanna Vegetation-Fire-Climate Relationships Differ Among Continents. **Science**, v. 343, n. 6170, p. 548–552, 31 jan. 2014.
- LENZA, E., PINTO, J. R. R., PINTO, A. S., MARACAHIPES, L., & BRUZIGUESSI, E. P. (2011). Comparação da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de cerrado rupestre na Chapada dos Veadeiros, Goiás, e áreas de cerrado sentido restrito do Bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*, 34(3), 247-259.
- LIBANO, A. M. & FELFILI, J. M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botanica Brasilica** 20: 927-936.
- LIBANO, A. M. & FELFILI, J. M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta Botanica Brasilica* 20: 927-936.
- LIEBERMAN, Milton et al. Canopy closure and the distribution of tropical forest tree species at La Selva, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 02, p. 161-177, 1995.
- LIMA, E.S.; LIMA, H.S. & RATTER, J.A. 2009. Mudanças pós-fogo na estrutura e composição da vegetação lenhosa em um cerrado mesotrófico no período de cinco anos (1997-2002) em Nova Xavantina – MT. *Cerne* 15: 468-480.
- LIMA, T. A.; PINTO, J. R. R.; LENZA, E. & PINTO, A. S. 2010. Florística e estrutura da vegetação arbustiva-arbórea em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual de Caldas Novas, Goiás. **Biota Neotropica** 10: 159-166.
- LOPES, S. D. F., & SCHIAVINI, I. (2007). Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21(1): 249 - 261.
- MACHADO, R., RAMOS-NETO, M. B., HARRIS, M. B., LOURIVAL, R., & AGUIAR, L. M. S. (2004). Análise de lacunas de proteção da biodiversidade no

- Cerrado. In *Anais IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação* (pp. 29-38). Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, Brasil.
- MARACAHIPES, L., MARIMON, B. S., LENZA, E., MARIMON-JUNIOR, B. H., DE OLIVEIRA, E. A., MEWS, H. A., GOMES, L. & FELDPAUSCH, T. R. (2014). Post-fire dynamics of woody vegetation in seasonally flooded forests (impucas) in the Cerrado-Amazonian Forest transition zone. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 209(5), 260-270.
- MÉIO, B. B. et al. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação do cerrado sensu stricto. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 4, p. 437-444, dez. 2003.
- MENDONÇA, M. P., & LINS, L. V. (2000). Lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas.
- MEWS, H. A., MARIMON, B. S., MARACAHIPES, L., FRAN CZAK, D. D., & MARIMON-JUNIOR, B. H. (2011). Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1), 73-82.
- MEWS, H. A., PINTO, J. R. R., EISENLOHR, P. V., & LENZA, E. (2014). Does size matter? Conservation implications of differing woody population sizes with equivalent occurrence and diversity of species for threatened savanna habitats. *Biodiversity and conservation*, 23(5), 1119-1131.
- MEWS, H. A., PINTO, J. R. R., EISENLOHR, P. V., & LENZA, E. (2016). No evidence of intrinsic spatial processes driving Neotropical savanna vegetation on different substrates. *Biotropica*, 48(4), 433-442.
- MEYER, P. B., OLIVEIRA-FILHO, A. T. D., BOTEZELLI, L., FONTES, M. A. L., GARCIA, P. O., & SANTOS, R. M. D. (2015). Structural Dynamics In A Fragment Of Seasonal Semi-Deciduous Forest In Lavras, MG, BRAZIL. *Cerne*, 21(2), 259-265.
- MIRANDA, H. S., SATO, M. N., NETO, W. N., & AIRES, F. S. (2009). Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. In *Tropical Fire Ecology* (pp. 427-450). Springer Berlin Heidelberg.
- MIRANDA, H.S. & SATO, M.N. 2005. Efeito do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. Pp. 95-103. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (Eds.).

Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação, ministério do meio ambiente. Departamento de Ecologia Universidade de Brasília, DF.

- MIRANDA, H.S.; ROCHA E SILVA, E.P. & MIRANDA, A.C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. Pp. 1-10. In: Miranda, H.S.; Saito, C. O. & Dias, B. F. S. (Eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga.** Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- MISTRY, J. (2000). Savannas. *Progress in Physical Geography*, 24(4), 601-608.
- MOURA, I. I. O. D., GOMES-KLEIN, V. L., MARIA FELFILI, J., & FERREIRA, H. D. (2010). Diversidade e estrutura comunitária de cerrado sensu stricto em afloramentos rochosos no Parque Estadual dos Pirineus, Goiás. *Brazilian Journal of Botany*, 33(3), 455-467.
- OLIVEIRA, A. P., & FELFILI, J. M. (2008). Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, 31(4), 597-610.
- OLIVEIRA, M. A. M. D., OLIVEIRA, A. C. D., ROSSI, L., CATHARINO, E. L. M., GOMES, E. P. C., & JUNIOR, S. (2015). Dynamics of the natural regeneration in a degraded low sandbank forest. *Hoehnea*, 42(4), 759-774.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. & FLUMINHAN-FILHO, M. 1999. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Revista Cerne**, 5 (2): 51-64.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. & RATTER, J. A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. Pp: 91-120. In: Oliveira, O.S. & Marquis, R.J. (eds.). *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna.* Columbia University Press, New York.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., DE MELLO, J. M., & SCOLFORO, J. R. S. (1997). Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987–1992). *Plant Ecology*, 131(1), 45-66.
- PINHEIRO, E. da S.; DURIGAN, GISELDA. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 3, p. 441-454, 2009.

- PINTO, J. R. R., & HAY, J. D. V. (2005). Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 28(3), 523-539.
- PINTO, J. R. R., OLIVEIRA, E. L., & PINTO, A. D. S. (2009). Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. *Revista Brasileira de Botânica* 32(1): 23 – 32.
- REATTO, A. CORREIA, J. R.; SPERA, S. T. & MARTINS, E. S. 2008. Solos do Bioma Cerrado: aspectos pedológicos. Pp. 107-134. *In*: Sano, S. M.; Almeida, S. P. & Ribeiro, J. P. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina, Embrapa.
- REES, M.; CONDIT, R.; CRAWLEY, M.; PACALA, S. & TILMAN, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science*, 293: 650-655.
- REIS, S. M., MARIMON, B. S., MARIMON-JUNIOR, B. H., GOMES, L., MORANDI, P. S., FREIRE, E. G., & LENZA, E. (2015). Resilience of savanna forest after clear-cutting in the Cerrado-Amazon transition zone. *Bioscience Journal*, 31(5).
- RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. *In* Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, (Eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina. p.151 -212.
- RIBEIRO, M. N., SANCHEZ, M., PEDRONI, F., & PEIXOTO, K. S. (2012). Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. *Acta Botanica Brasilica*, 26(1), 203-217.
- RIZZINI, Carlos Toledo. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. Editora de Humanismo, Ciência e Tecnologia, 1976.
- ROITMAN, I.; FELFILI, J. M. & REZENDE, A. V. 2008. Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecology* 197: 255-267
- ROITMAN, I., VANCLAY, J. K., HAY, J. D., & FELFILI, J. M. (2016). Dynamic equilibrium and decelerating growth of a seasonal Neotropical gallery forest in the Brazilian savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 32(3), 193-200.
- RUGGIERO, P. G. C., BATALHA, M. A., PIVELLO, V. R., & MEIRELLES, S. T. (2002). Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. *Plant Ecology*, 160(1), 1-16.

- SALMONA, Y. B.; RIBEIRO, F. F. & MATRICARDI, E. A. T. 2014. PARQUES “NO PAPEL” CONSERVAM? O CASO DO PARQUE DOS PIRENEUS EM GOIÁS-DOI 10.5216/bgg. v34i2. 31740. Boletim Goiano de Geografia, v. 34, n. 2, p. 295-310.
- SANKARAN, M.; N.P. HANAN; R.J. SCHOLES; J. RATNAM; D.J.AUGUSTINE; B.S. CADE; J. GIGNOUX; S.I. HIGGINS; X. LE ROUX; F. LUDWIG; J. ARDO; F. BANYIKWA; A. BRONN; G. BUCINI; K.K. CAYLOR; M.B. COUGHENOUR; A. DIOUF; W. EKAYA; C.J. FERAL; E.C. FEBRUARY; P.G.H. FROST; P. HIERNAUX; H. HRABAR; K.L. METZGER; H.H.T. PRINS; S. RINGROSE; W. SEA; J. TEWS; J. WORDEN; N. ZAMBATIS, 2005: Determinants of woody cover in African Savannas. *Nature*, **438**, 846-849.
- SANTOS, T. R. R., PINTO, J. R. R., LENZA, E. Floristic relationships of the woody component in rocky outcrops savanna areas in Central Brazil. *Flora* 207, 541-550. 2012.
- SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree-grass interactions in savannas. **Annual review of Ecology and Systematics**, p. 517-544, 1997.
- 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(3), 536-548.
- STOTT, Philip. Recent trends in the ecology and management of the world's savanna formations. **Progress in Physical Geography**, v. 15, n. 1, p. 18-28, 1991.
- SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, Diana & PUTZ, F. E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of tropical ecology**, v. 3, n. 04, p. 359-366.
- WALTER, B. M. T. (2006). Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas (Doctoral dissertation, Universidade de Brasília).
- WERNECK, M. de S., & FRANCESCHINELLI, E. V. (2004). Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. *Plant Ecology*, 174(2), 339-348.
- WERNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V. & TAMEIRÃO - NETO, E. 2000. Mudança na florística e florística e estrutura de uma floresta decídua durante um

período de quatro anos (1994 - 1998), na região do triângulo mineiro, MG. *Revta. brasil. Bot.*, 23:399 – 411.

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(2), 185-194.

YOUNG, M. D.; SOLBRIG, O. T. (Ed.). *The world's savanas: economic driving forces, ecological constraints and policy options for sustainable land use*. Paris: UNESCO, 1993. 350 p.

2. MUDANÇAS FLORÍSTICAS E ESTRUTURAIS NA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM CERRADO RUPESTRE NO PERÍODO DE 12 ANOS

2.1 INTRODUÇÃO

As formações vegetacionais estão em constante mudança florística e estrutural ao longo do tempo e espaço. Em escala espacial, as mudanças ocorrem em função da heterogeneidade das condições ambientais, como relevo e geomorfologia (MOTTA et al., 2002), propriedades físico-químicas dos solos (RUGGIERO et al., 2002, MESSIAS et al., 2013), histórico local de incêndios (MIRANDA et al., 2009) e/ou distúrbios antropogênicos (OLIVEIRA-FILHO et al., 1997; HOFFMANN et al., 2004; 2009). Ao longo do tempo, as mudanças na vegetação variam em função da própria dinâmica das comunidades em resposta às variações nas condições ambientais (FELFILI et al., 2000). Essas mudanças podem ser identificadas por meio de avaliações periódicas e sistemáticas da vegetação, realizadas, em geral, com a implantação de parcelas permanentes (p. ex. FELFILI, 1995).

O acompanhamento das mudanças florístico-estruturais da vegetação permite compreender os processos reguladores e estruturadores das comunidades e a sua capacidade de autorregeneração frente às perturbações ou ao longo do tempo (FELFILI, 1995; RIBEIRO et al., 2012). Assim, as informações geradas a partir do monitoramento da vegetação subsidiam ações de manejo, recuperação de áreas degradadas e gestão de áreas protegidas (AQUINO et al., 2007; ABREU et al., 2014).

No Brasil, os estudos de dinâmica da vegetação foram direcionados, inicialmente, às formações florestais da Amazônia (FERREIRA, 1997; OLIVEIRA-FILHO, 2002; HICHUCI et al., 2004) e do Cerrado (FELFILI, 1995; OLIVEIRA-FILHO et al., 1997; NASCIMENTO et al., 1999; ROLIM et al., 1999; PINTO & HAY, 2005; BRAGA & REZENDE, 2007; FELFILI et al., 2007; OLIVEIRA & FELFILI, 2008; MIGUEL et al., 2011). Posteriormente, essas avaliações passaram a investigar as formações savânicas do Cerrado (FELFILI et al., 2000; FIEDLER et al., 2004; LIBANO & FELFILI, 2006; AQUINO et al., 2007; MEWS et al., 2011; RIBEIRO et al., 2012; ALMEIDA et al.,

2014, GOMES et al., 2016), especialmente no Cerrado sentido restrito, que é a maior formação savânica do Cerrado, ocupando cerca de 85% do bioma (RIBEIRO & WALTER, 2008). Além disso, muitas áreas remanescentes de vegetação nativa encontram-se fragmentadas e dispersas pela paisagem do Cerrado em decorrência do desenvolvimento das atividades antropogênicas e da supressão da vegetação (KLINK & MACHADO, 2005; SILVA et al., 2006; SANO et al., 2008, 2010), o que corrobora a importância de avaliações periódicas da vegetação do bioma.

Monitoramentos da vegetação lenhosa em áreas de Cerrado sentido restrito protegidas de distúrbios têm mostrado incremento progressivo em densidade e área basal e aumento, em pequenas proporções, na riqueza em espécies (HENRIQUES & HAY, 2002; ROITMAN et al., 2008; MEWS et al., 2011). Por outro lado, em condição de distúrbios as mudanças se tornam mais evidentes, com reduções em densidade e área basal, principalmente para as espécies sensíveis (MOREIRA, 2000; AQUINO et al., 2007; LIMA et al., 2009; RIBEIRO et al., 2012), e pequenas alterações florísticas, que geralmente ocorrem nas espécies menos abundantes (AQUINO et al., 2007). A depender de fatores como frequência, intensidade e duração dos distúrbios, as mudanças na vegetação podem ser maiores e apresentar significativas repercussões em termos ecológicos, com perdas em densidade de indivíduos e, conseqüentemente, biodiversidade (LIMA et al., 2009, 2010; RIBEIRO et al., 2012).

Parte dos estudos florísticos realizados em Cerrado sentido restrito se dedicou ao conhecimento da flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea sobre solos profundos e em relevo plano a levemente ondulado, de forma pontual e, em geral, caracterizando a vegetação e realizando comparações quanto à similaridade florística de diferentes regiões (RIZZINI, 1963; FELFILI et al., 1993; FELFILI & FELFILI, 2001; ANDRADE et al., 2002; RATTER et al., 2003; ASSUNÇÃO & FELFILI, 2004; NERI et al., 2007; MENDONÇA et al., 2008; MEWS et al., 2016). Outros trabalhos trouxeram enfoque temporal para os estudos sobre a vegetação savânica nas mesmas condições de solo e relevo, bem como a relação entre distúrbios e mudanças da vegetação ao longo do tempo (FELFILI et al., 2000; FIEDLER et al., 2004; LIBANO & FELFILI, 2006; AQUINO et al., 2007; RIBEIRO et al., 2012; ALMEIDA et al., 2014).

Estudos com a vegetação lenhosa em Cerrado sentido restrito, sobre solos rasos, terreno íngreme e em condições restritivas de água e nutrientes, como o Cerrado

Rupestre, são recentes e buscaram caracterizar a flora e a estrutura da vegetação lenhosa, além de realizar comparações entre a vegetação desta fitofisionomia com a de Cerrado Típico (MOURA et al., 2007, 2010; AMARAL et al., 2006; FELFILI & FAGG, 2007; PINTO et al., 2009; LIMA et al., 2010; LENZA et al., 2011; ABREU et al., 2012; SANTOS et al., 2012a; MEWS et al. 2014, 2016). No entanto, ainda são escassas as informações sobre o comportamento da vegetação arbustivo-arbórea ao longo do tempo em Cerrado Rupestre, se resumindo a apenas um fragmento em Mato Grosso (GOMES et al., 2014; 2016).

Apesar dos ambientes rupestres geralmente estarem inseridos em regiões com relevo íngreme, elevadas altitudes e difícil acesso, fatores antropogênicos como atividades de mineração, pecuária extensiva, turismo descontrolado e invasão de espécies exóticas (BARBOSA et al., 2010; HILÁRIO et al., 2011) são elementos que dificultam a conservação desses ecossistemas, e podem atuar de forma sinérgica com as mudanças climáticas, causando impactos negativos sobre a biodiversidade (FERNANDES et al., 2014). Embora sob ameaça, áreas de Cerrado Rupestre ainda são consideradas como potenciais zonas de propágulos de espécies lenhosas, ou reservatório de espécies, para áreas adjacentes sobre solos profundos já que apresentam similaridades florísticas (SANTOS et al., 2012a; MEWS et al., 2014), e pouca indicação para implantação de cultivos agrícolas (MIRANDA et al., 2007), amplamente desenvolvidos em cerrados sobre terrenos planos e solos profundos (STRASSBURG et al., 2017). Assim, a necessidade de estudar e compreender as mudanças florísticas e estruturais da vegetação do Cerrado Rupestre se apoia não apenas na importância estratégica de conservação de remanescentes de vegetação lenhosa savânica, mas, sobretudo, para a conservação da biodiversidade de ambientes rupestres, que representam em torno de 15% da diversidade de plantas do Brasil (SILVEIRA et al., 2015).

No Parque Estadual dos Pireneus (PEP) boa parte da vegetação savânica está em ambientes rupestres (MOURA et al., 2010). Embora esteja inserido na categoria de Unidade de Conservação de Proteção Integral, o PEP está localizado às margens de propriedades que realizam atividades de mineração, agropecuária e turismo de maneira intensa e constante. Por isso, apresenta problemas de conservação derivados da invasão de espécies de gramíneas exóticas, gado bovino e equino e ocorrência frequente de

queimadas. Diante do exposto e levando em consideração a importância dos monitoramentos de longo prazo para o entendimento dos processos de recuperação após perturbações, tanto antrópicas como naturais, o presente estudo teve como objetivo descrever as mudanças na composição florística, riqueza, diversidade de espécies e na estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em área de Cerrado Rupestre, considerando um período de 12 anos. A hipótese foi que as mudanças florísticas e estruturais em Cerrado Rupestre são aceleradas, em função da maior fragilidade desses ambientes, diretamente relacionada às condições restritivas para reestabelecimento e crescimento da vegetação após distúrbios. Além disso, os frequentes distúrbios antrópicos que ocorrem na área podem tornar essas mudanças ainda mais intensas.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

O Cerrado Rupestre monitorado está localizado no Parque Estadual dos Pireneus – PEP (Figura 1), na Serra dos Pireneus, entre os municípios de Pirenópolis, Corumbá e Cocalzinho de Goiás, no Estado de Goiás. O PEP foi criado pela Lei 10.321, de 20 de novembro de 1987 e teve seus limites estabelecidos pelo Decreto nº 4.830, de 15 de novembro de 1997, com área de aproximadamente 2.833 hectares e limite entre os paralelos 15°45'S - 15°50'S e os meridianos 48°45'W - 48°55'W (AGÊNCIA AMBIENTAL DE GOIÁS & NATIVA, 2002).

A região apresenta clima tropical úmido, do tipo Aw de *Köppen*, com duas estações bem definidas: seca, entre os meses de abril a outubro, e úmida, de novembro a março. A temperatura média anual é de 22° C e a precipitação média anual de 1.500 mm (ALVARES et al., 2013). Na região da Serra dos Pireneus, a vegetação nativa é caracterizada como típica do Cerrado, e as principais fitofisionomias são: Campo Rupestre e Cerrado Rupestre, nas áreas íngremes com afloramentos rochosos; Campo Limpo e Campo Sujo, nas áreas de baixadas; Floresta Estacional Semidecidual, nas encostas e, Matas de Galeria e Veredas, às margens dos cursos d'água (PINTO et al., 2009).

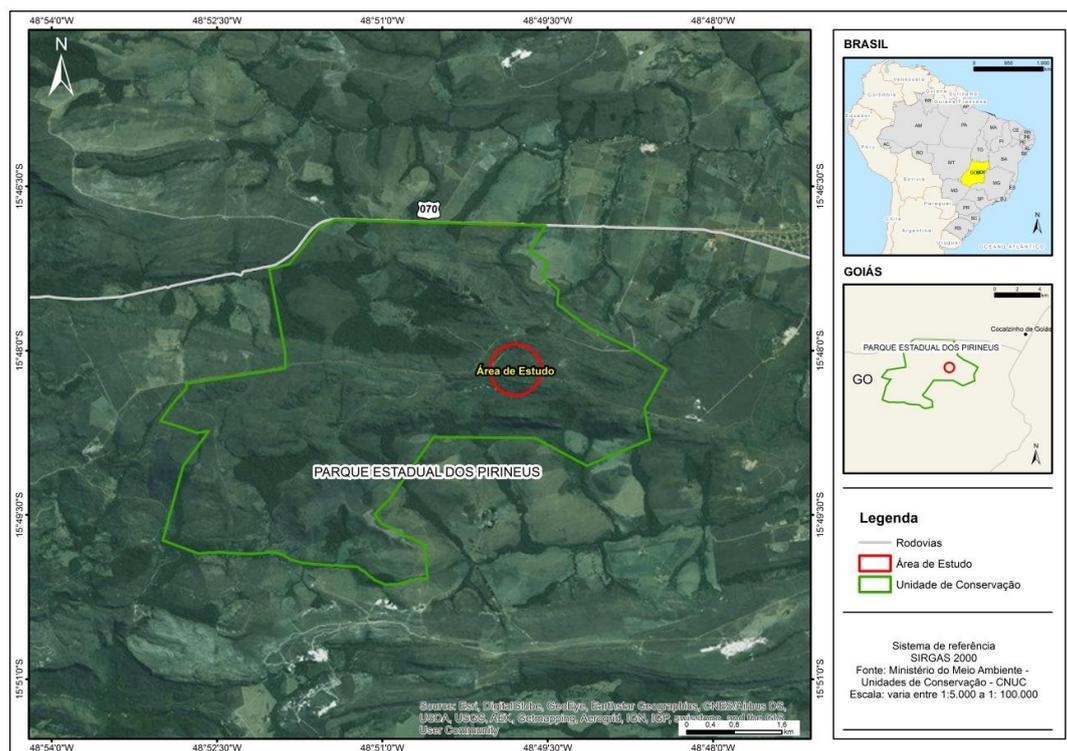


Figura 1. Localização do Parque Estadual dos Pirineus, Goiás – Brasil, com destaque para a área de estudo. Fonte: Imagem Google Earth.

O PEP está situado no domínio da subunidade morfoestrutural identificada como Planalto do Alto Tocantins-Paranaíba, onde se verificam rochas do Grupo Araxá, compostas de quartzitos e uma associação quartzo-muscovita-xisto (AGÊNCIA AMBIENTAL DE GOIÁS & NATIVA, 2002). A altitude do Parque varia de 1.100 m a 1.385 m. Em termos edáficos, há predomínio de Cambissolo, caracterizado por ser pobre em matéria orgânica, pouco profundo e cascalhento (MOURA et al., 2007). Grande parte do solo é Litólico, com a presença de afloramentos rochosos em toda a extensão do PEP, lajedos e blocos de rocha de variados tamanhos (AGÊNCIA AMBIENTAL DE GOIÁS & NATIVA, 2002).

O PEP ainda não teve sua implantação totalmente concluída. O processo de desapropriação das terras localizadas em seu interior é problemático, o plano de manejo da Unidade de Conservação ainda não foi finalizado, além de faltarem infraestruturas, manutenção e pessoal para a sua gestão (SALMONA et al., 2014). Segundo esses autores, as propriedades que desenvolvem atividades agropecuárias, permitidas ao redor

do Parque, tiveram crescimento considerável ao longo dos últimos anos. Essas áreas exercem grande influência na vegetação nativa e, conseqüentemente, na regeneração natural no interior do PEP, principalmente pela presença de cavalos, bovinos e de gramíneas exóticas, fator este que pode contribuir para o aumento da ocorrência de queimadas antrópicas no Parque. A área de estudo encontra-se na borda nordeste do Parque e, portanto, está vulnerável às ações antrópicas.

2.2.3 Amostragem da Vegetação

O presente estudo reúne dados de três levantamentos da vegetação arbustivo-arbórea realizados em 2004, 2009 e 2016. A amostragem da vegetação teve início em 2004, com a alocação de 10 parcelas permanentes de 20 x 50 m (1.000 m²), conforme metodologia proposta pela Rede de Parcelas Permanentes do bioma Cerrado e Pantanal (FELFILI et al., 2005). As parcelas foram posicionadas com distância mínima de 100 m entre si e instaladas no sentido perpendicular ao principal gradiente do relevo, buscando representar a ampla variação ambiental local (PINTO et al., 2015).

Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com diâmetro da base, medido a 30 cm do solo, maior ou igual a 5 cm ($Db_{30cm} \geq 5$ cm) foram incluídos na amostragem, conforme procedimento recomendado por FELFILI et al. (2005). Indivíduos com ramificações abaixo de 30 cm à altura do solo tiveram os valores de diâmetro obtidos a partir da raiz quadrada da soma dos diâmetros das ramificações ao quadrado, ou diâmetro quadrático, conforme Pinto et al. (2009). Foram considerados recrutados os indivíduos que, embora não obtiveram diâmetro mínimo de inclusão ($Db_{30cm} \geq 5$ cm) no ano do inventário, apresentaram o diâmetro mínimo nos inventários subsequentes. Foram considerados como mortos os indivíduos que apresentaram morte fisiológica e/ou não foram encontrados durante a remedição da parcela, após exaustiva busca em campo.

Os indivíduos incluídos na amostragem tiveram registrados os valores de diâmetro (Db_{30cm}), altura total e identificação taxonômica, bem como receberam identificação em plaquetas de alumínio codificadas para facilitar posterior localização no campo. A identificação taxonômica foi realizada em campo, quando possível, seguida de coleta do material botânico. O material botânico coletado foi depositado no

Herbário da Universidade de Brasília (UB), sendo a classificação botânica realizada com base no sistema *Angiosperm Phylogeny Group* (APG IV, 2016) e a grafia dos nomes científicos conferidas na lista da Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL, 2020).

2.2.4 Análise dos dados

Diversidade, riqueza e composição florística

A diversidade de espécies nos anos inventariados foi calculada com base nos índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade de Pielou (MAGURRAN, 1988; PIELOU, 1975), e os H' dos períodos avaliados foram comparados por meio do teste t de Hutcheson (ZAR, 2010). Adicionalmente, para estimar a riqueza, número de espécies raras e número de espécies dominantes, entre os anos inventariados, foram confeccionadas curvas integradas de rarefação/extrapolação baseadas nos três primeiros números de Hill: $q = 0$ (riqueza de espécies), $q = 1$ (diversidade de Shannon) e $q = 2$ (diversidade de Simpson), respectivamente (CHAO et al. 2014). Números de Hill são famílias matematicamente unificadas de índices de diversidade que incorporam abundância relativa e riqueza de espécies (CHAO et al., 2014). As curvas são geradas com intervalos de confiança a 95% obtidos pelo método de *bootstrap*, o que facilita a comparação de múltiplas comunidades de amostras rarefeitas e extrapoladas (CHAO et al. 2014). A riqueza e a diversidade de espécies em cada ano foram aferidas por meio deste método, utilizando os procedimentos e funções propostas por Chao et al. (2014) e o pacote iNEXT (versão 2.0.9, Hsieh et al. 2015), no programa R (versão 3.3.1, R Development Core Team 2016). As mudanças na composição florística foram calculadas com base no número de espécies e famílias botânicas.

Estrutura da vegetação

Para descrever a estrutura da vegetação foram calculados os parâmetros fitossociológicos convencionais (MULLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974; KENT & COKER, 1995). Os cálculos foram realizados com auxílio do *software* Mata Nativa 2 (CIENITEC, 2006). As mudanças no ranqueamento do valor de importância das espécies foram associadas à mortalidade e ao recrutamento dos indivíduos.

Também foi realizada a distribuição de frequência dos indivíduos em classes diamétricas, com intervalo de 5 cm, e de altura, com intervalo de 0,5 m, conforme

adotado por Pinto et al. (2009). As distribuições de frequências em classes de diâmetros e de alturas entre os anos inventariados foram comparadas por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov (ZAR, 1998). Para esta análise estatística foi utilizado o programa BioEstat 5.3 (AYRES et al., 2007) e adotado o nível de significância de 5%.

Histórico de incêndios no PEP

A partir da série histórica de imagens de satélite obtidas no banco de dados de queimadas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE – Programa de Monitoramento de Queimadas), foi possível construir mapas representativos de focos de calor dentro e nas margens do PEP, com o auxílio do software ArcGis®, versão 10.2.2. Após análise dos focos de calor do ano 2000 a 2016 foram considerados, para fins de inferências sobre a influência do fogo sobre a vegetação, apenas os períodos de tempo em que a ocorrência de focos de calor foi mais significativa dentro do PEP (Figura 2).

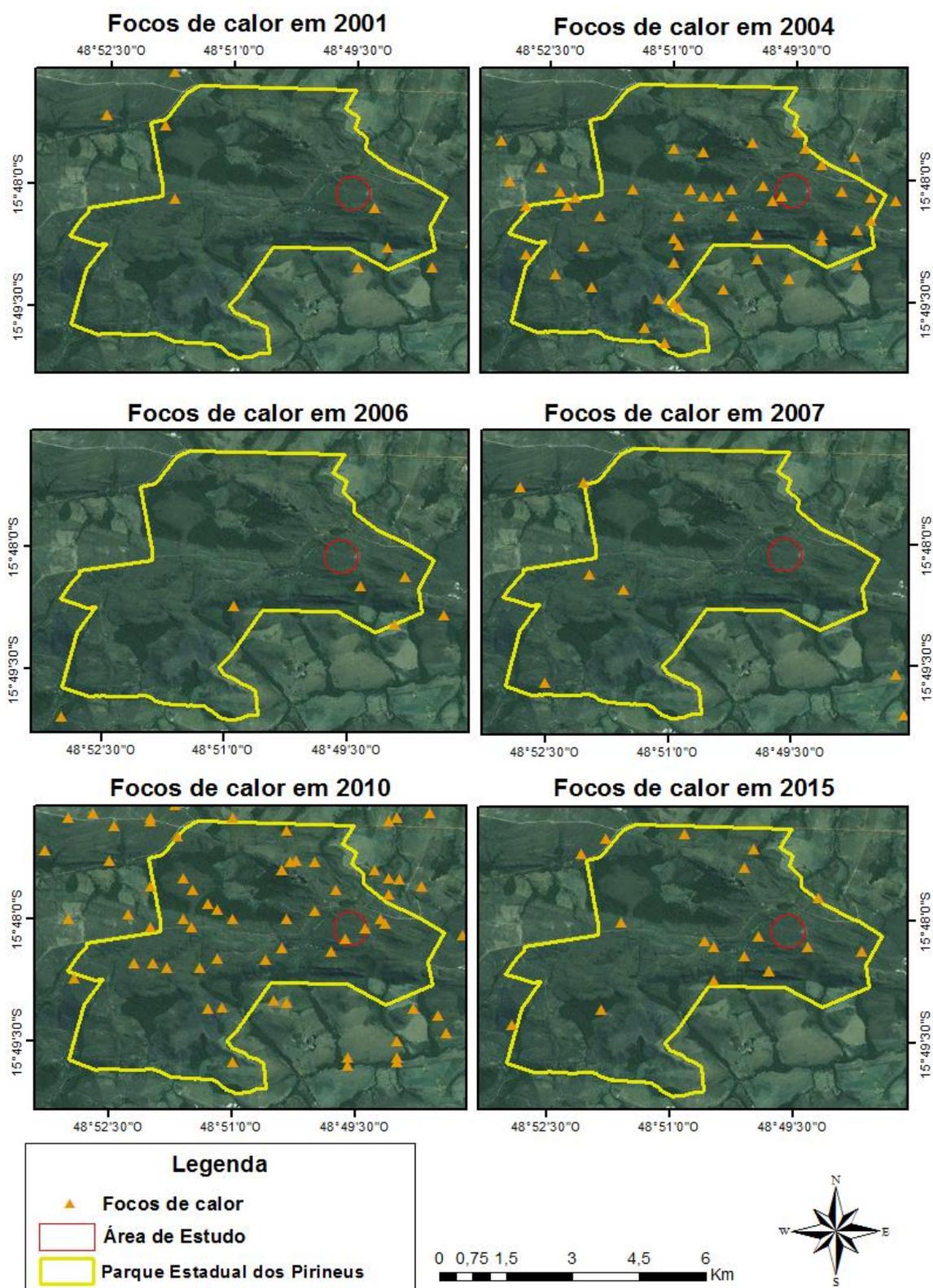


Figura 2. Focos de calor no período de 2001 a 2015 na região do Parque Estadual dos Pirineus, Goiás – Brasil, com destaque para a área de estudo.

2.3 RESULTADOS

Mudanças na composição florística, riqueza e diversidade de espécies

Em 2004, foram amostrados 614 indivíduos pertencentes a 63 espécies, 50 gêneros e 30 famílias (Tabela 1). Em 2009, o número de indivíduos diminuiu (605 indivíduos), ao contrário do número de táxons, que aumentou (68 espécies, 54 gêneros e 31 famílias), incluindo uma nova família no inventário (Lythraceae). A redução do número de indivíduos permaneceu em 2016 (480 indivíduos) quando comparado aos anos anteriores, assim como o número de espécies (64), famílias (30) e gêneros (52) em relação ao último inventário (Tabela 1). As maiores contribuições para a riqueza em espécies foram das famílias Fabaceae (onze espécies), Myrtaceae (sete espécies) e Melastomataceae (sete espécies), nos três anos inventariados (Tabela 2).

Em 2009 foram amostradas nove espécies não registradas no inventário de 2004, proporcionando acréscimo de 14% do total registrado inicialmente. Quatro espécies que foram amostradas em 2004 não estiveram presentes no levantamento de 2009 (*Chamaecrista paniculata* (Benth.) H. S. Irwin & Barneby, *Erythroxylum suberosum* A. St.-Hil., *Pleroma villosissima* Triana. e *Tocoyena formosa* (Cham. & Schldl.) K. Schum.), resultando em perda de 6,3% do número de espécies observado anteriormente. Em 2016, foram registradas cinco novas espécies, em relação a 2009 (*Erythroxylum tortuosum* Mart., *Neea theifera* Oerst., *Allagoptera campestres* (Mart.) Kuntze, *T. formosa* (Cham. & Schldl.) K. Schum. e *Vellozia variabilis* Mart. ex Schult. & Schult.f.), perfazendo acréscimo de 7,3% na riqueza de espécies. Por outro lado, em 2016 nove espécies deixaram de ser registradas na área em relação ao inventário de 2009, configurando redução de 13% no número de espécies. Ao longo dos 12 anos de monitoramentos houve redução de 18,8% no número de espécies (12 espécies deixaram de ser registradas na área) e acréscimo de 20%, ou seja, 13 espécies foram acrescentadas em relação ao inventário realizado em 2004.

Cinco espécies foram amostradas em 2004 e 2009 e não foram registradas no levantamento de 2016 (*Aspidosperma tomentosum* Mart., *Eriotheca pubescens* (Mart. & Zucc.) Schott & Endl., *Erythroxylum deciduum* A. St.-Hil., *Maprounea guianensis* Aubl. e *Ouratea hexasperma* (A. St.-Hil.) Baill.), caracterizando perda de 6,3% no

número de espécies amostradas. Três espécies foram registradas apenas em 2004 (*Chamaecrista paniculata* (Benth.) H. S. Irwin & Barneby, *Erythroxylum suberosum* A.St.-Hil., *Pleroma villosissima* Triana) e quatro espécies estiveram presentes apenas no levantamento de 2009, não havendo registro delas em 2016 (*Chomelia ribesioides* Benth. ex A. Gray, *Lafoensia pacari* A. St.-Hil., *Machaerium opacum* Vogel e *Vochysia rufa* Mart.), todas típicas de Cerrado sentido restrito.

Em 2016 vinte e duas famílias (34%) foram registradas na área com apenas uma ou duas espécies. Arecaceae foi registrada apenas em 2016, com o ingresso de um indivíduo de *Allagoptera campestris* (Mart.) Kuntze, enquanto Malvaceae não foi registrada neste ano, tendo sido amostrada nos anos anteriores com apenas um indivíduo de *E. pubescens* (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.

O índice de diversidade de Shannon variou pouco entre os anos inventariados, com crescente aumento ao longo do tempo (Tabela 1). A comparação dos valores deste índice não foi significativa de 2004 para 2009 ($t = 0,4740$; $p = 0,63$) e foi significativa de 2009 para 2016 ($t = 2,6804$; $p = 0,0074$) e de 2004 para 2016 ($t = 3,2364$; $p = 0,0012$). O índice de equabilidade de Pielou foi maior em 2016 (0,85) do que nos anos anteriores, 0,82 em 2004 e 2009 (Tabela 1).

Tabela 1. Número de espécies (S), número de gêneros (G), número de famílias (F), número de indivíduos por hectare (D), área basal (AB) em $m^2.ha^{-1}$, espécies raras ($n \leq 2$ ind. ha^{-1}), índices de Shannon (H') e Pielou (J') para a vegetação arbustivo-arbórea ($Db_{30cm} \geq 5$ cm) inventariada nos anos de 2004, 2009 e 2016 em área de Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pirineus, Goiás.

| Ano | S | G | F | D | AB | Espécies Raras | H' | J' |
|------|----|----|----|-----|------|----------------|------|------|
| 2004 | 63 | 50 | 30 | 614 | 5,04 | 22 (34%) | 3,39 | 0,82 |
| 2009 | 68 | 54 | 31 | 605 | 5,18 | 29 (42%) | 3,44 | 0,82 |
| 2016 | 64 | 52 | 30 | 480 | 4,49 | 23 (35%) | 3,62 | 0,85 |

Para a estimativa de riqueza ($q = 0$) observou-se semelhança entre os três anos avaliados (Figura 3). Em 2016 a comunidade teve maior diversidade de espécies, seja considerando as espécies raras ($q = 1$, diversidade de Shannon) ou as espécies frequentes e abundantes ($q = 2$, diversidade de Simpson) (Figura 3).

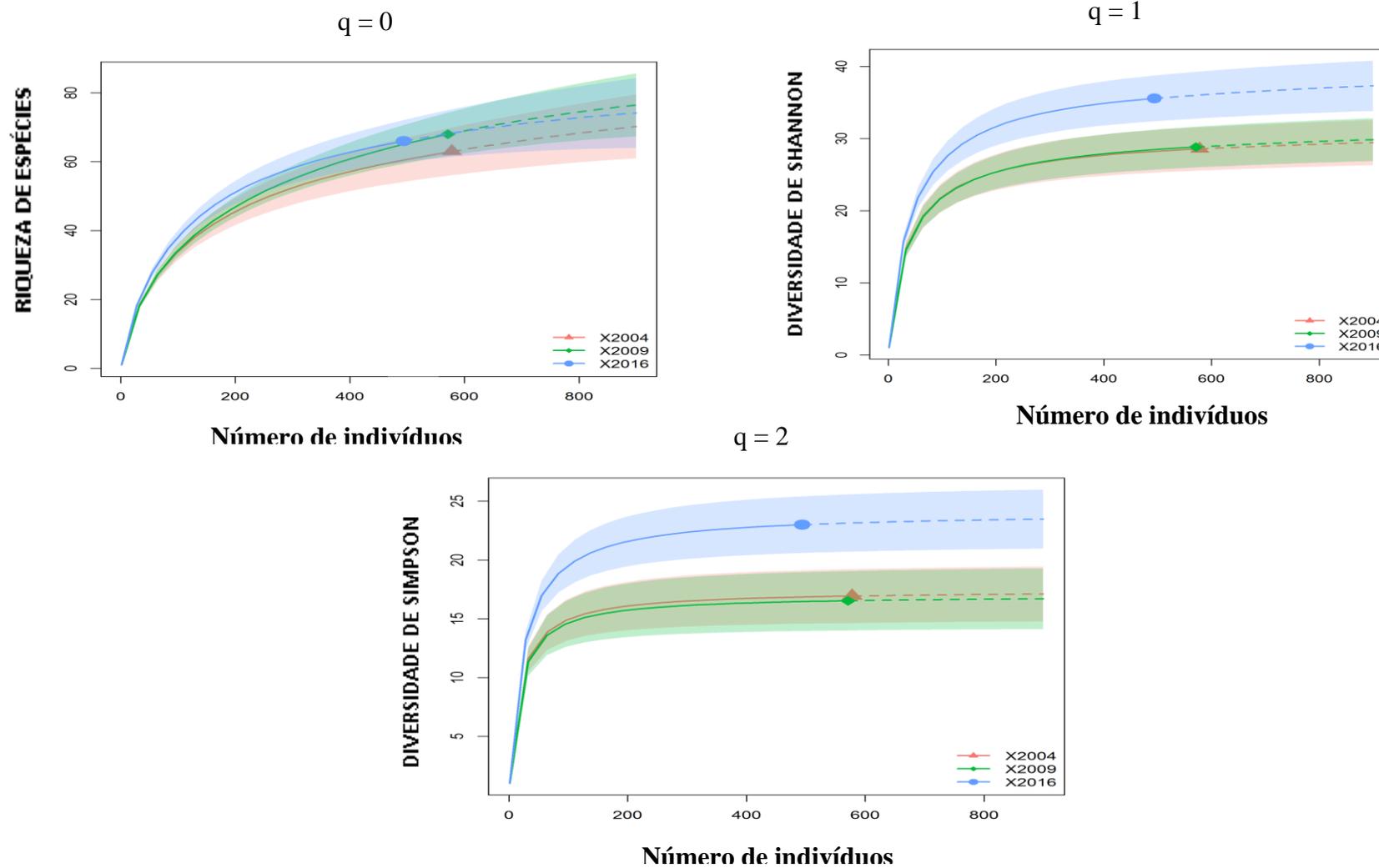


Figura 3. Rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas pontilhadas) observadas com 95% de intervalo de confiança para três curvas de amostragem (números de Hill em $q = 0, 1, 2$), representando o número de indivíduos arbustivo-arbóreo nos anos de 2004, 2009 e 2016 em área de Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás. Os intervalos de confiança de 95% (área colorida que acompanha as linhas) foram obtidos através do método bootstrap. As amostras de referência são indicadas pelos pontos sólidos coloridos.

Mudanças na estrutura da vegetação

A densidade em 2004 foi de 614 ind.ha⁻¹ e a área basal foi de 5,04 m².ha⁻¹. Em 2009 houve aumento de 0,14 m².ha⁻¹ em área basal e redução em densidade de 9 indivíduos.ha⁻¹. Em 2016 houve diminuição na densidade (480 ind.ha⁻¹), assim como redução em área basal (4,49 m².ha⁻¹) (Tabela 1). Assim, nos 12 anos de monitoramento houve redução de 21,82% em densidade e de 10,91% em área basal.

A distribuição de frequências dos indivíduos em classes de diâmetro nos três períodos seguiu o padrão característico de comunidades auto-regenerativas, com maior concentração de indivíduos nas menores classes de diâmetro e diminuição da quantidade de indivíduos conforme o aumento das classes (Figura 4). A distribuição de frequências em 2016 foi significativamente diferente quando comparada aos anos anteriores (Kolmogorov-Smirnov; $p < 0,05$), com tendência em apresentar menor número de indivíduos nas menores classes de diâmetro. A distribuição dos indivíduos nas classes de altura apresentou tendência à distribuição normal, nos três anos inventariados (Figura 5). A maioria dos indivíduos está na classe de altura entre 1,5 e 3,5 m, sendo que a representatividade dos indivíduos nessas faixas de altura foi de 79% em 2004, 80,56% em 2009 e 68,65% em 2016. Houve diferenças significativas (Kolmogorov-Smirnov; $p < 0,05$) na distribuição de frequências em 2016 em relação aos anos anteriores. Em 2016, houve redução no número de indivíduos de menor altura, exceto na classe de até 3 m.

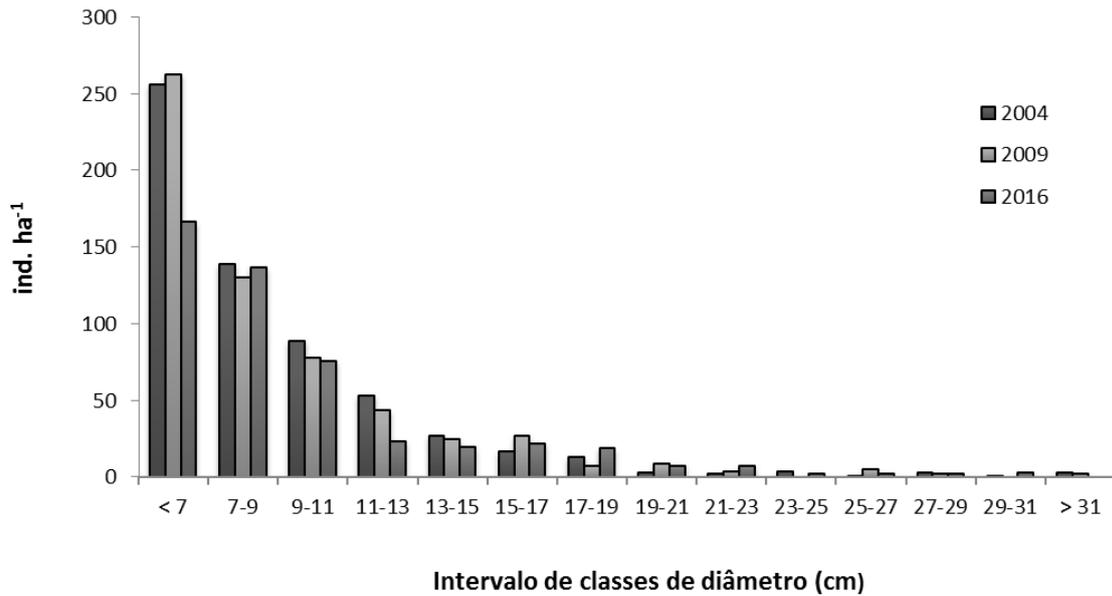


Figura 4. Distribuição de frequência nas classes de diâmetro dos indivíduos arbustivo-arbóreos ($Db_{30cm} \geq 5$ cm) amostrados em 2004, 2009 e 2016, em área de Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás.

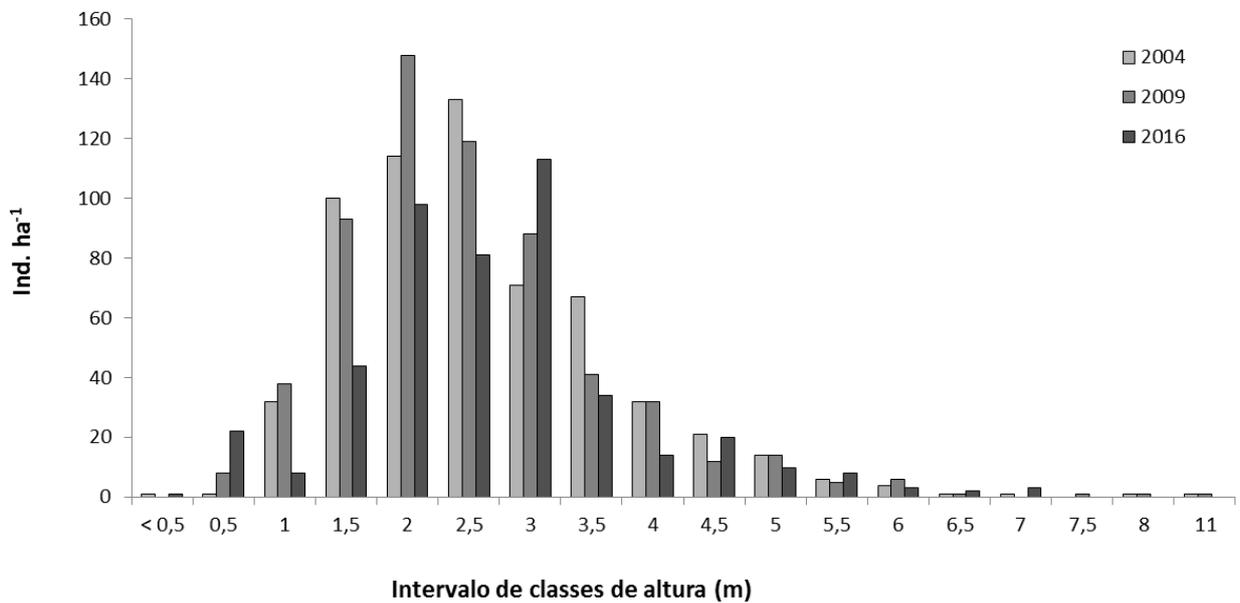


Figura 5. Distribuição de frequência nas classes de altura dos indivíduos arbustivo-arbóreos ($Db_{30cm} \geq 5$ cm) amostrados em 2004, 2009 e 2016, em área de Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás. Os números da abscissa representam o valor do limite superior da classe.

Poucas mudanças foram observadas ao longo dos 12 anos inventariados com relação à contribuição das espécies de maior Valor de Importância (VI) na estruturação da comunidade. Observou-se que a influência dos parâmetros que compõem este índice foi peculiar para cada espécie (Figura 6). Em termos de dominância relativa, parâmetro relacionado à área basal, *Schwartzia adamantium* Cambess. contribuiu de forma expressiva em todos os anos. Espécies como *Vellozia squamata* Pohl, *Mimosa setocissima* Taub. e *Psidium myrsinoides* O. Berg tiveram grande contribuição em termos de número de indivíduos, ou densidade relativa, sendo que este componente representou mais de 50% do valor de importância (VI) dessas espécies em todos os anos avaliados (Figura 6). Contudo, espécies como *Guapira noxia* (Netto) Lundell e *Miconia burchelli* Triana apresentaram aumento em densidade no ano de 2016, subindo posições no ranking de VI.

Entre 2004 e 2009 houve pequena diferença quanto a importância das espécies na comunidade, com a inclusão de *Tachigali vulgaris* L.F. Gomes da Silva & H.C. Lima e *G. noxia* (Netto) Lundell, que antes não figuravam entre as dez espécies de maior VI. Neste período, *M. setosissima* Taub. superou *V. squamata* Pohl no quesito densidade de indivíduos, tendo subido de posição em comparação ao ano de 2004 (Figura 6) e registrou-se perda em densidade, frequência e dominância para a espécie *Byrsonima coccolobifolia* Kunth, com posterior recuperação do valor de importância em 2016 (Figura 6). Apesar de poucas diferenças observadas quanto às espécies que ocupam as mais altas posições no ranking de valor de importância, a diminuição deste percentual ao longo dos anos, 53,5% em 2004, 52,7% em 2009 e 50,3% em 2016, possivelmente deve-se à distribuição do percentual entre as espécies que ingressaram no último inventário.

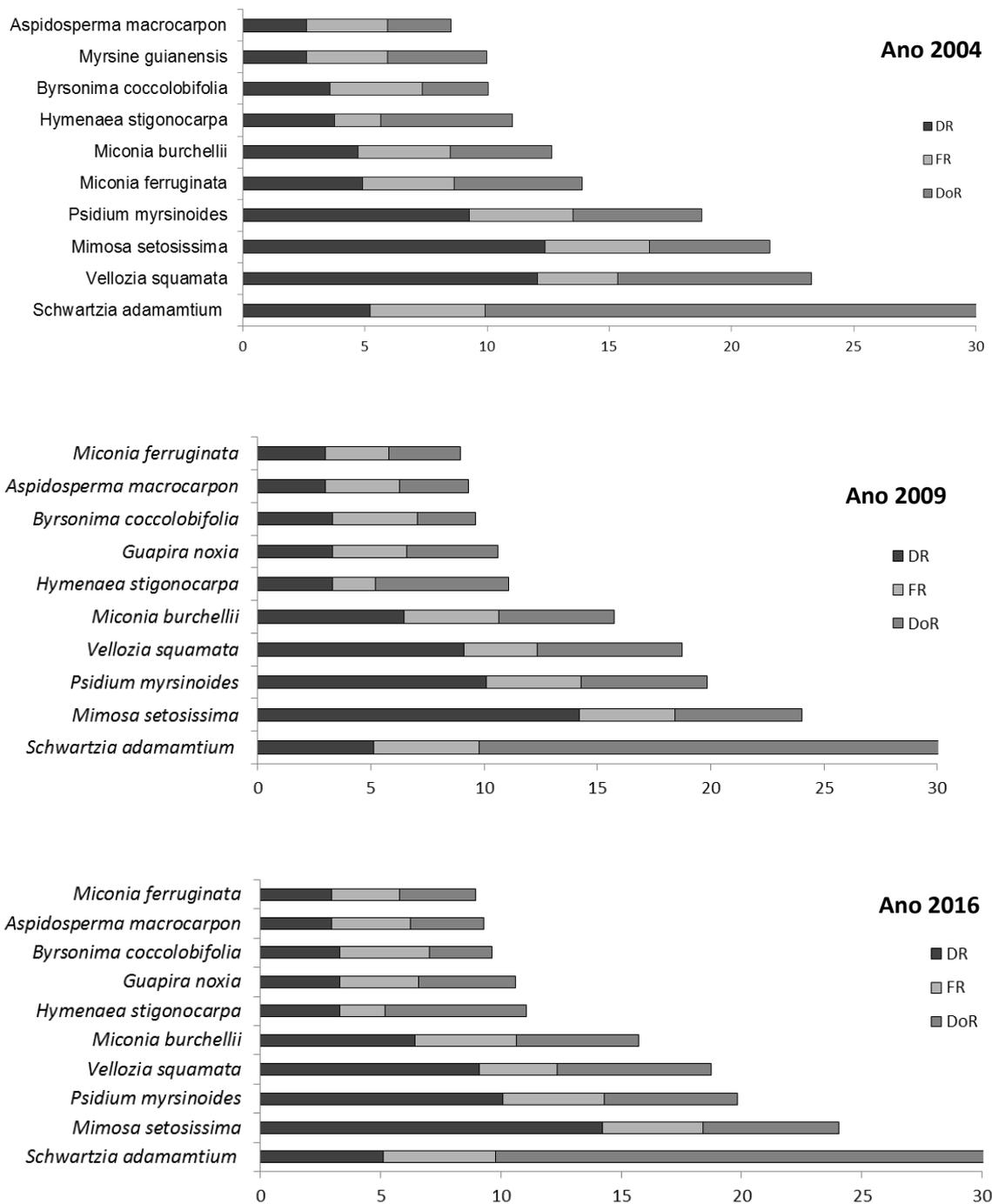


Figura 6. Valor de importância (VI) e representatividade de seus componentes (DR = densidade relativa, FR = frequência relativa e DoR = dominância relativa) das principais espécies arbustivo-arbóreas (somatório do VI \geq 50% do valor total da comunidade) amostradas em 2004, 2009 e 2016 em área de Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás.

Tabela 2 - Espécies arbustivo-arbóreas ($Db_{30cm} \geq 5$ cm) amostradas em área de Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pirineus (Goiás) com seus respectivos parâmetros fitossociológicos. DA = Densidade Absoluta (ind. ha^{-1}), F = Frequência Absoluta (número de parcelas com ocorrência da espécie), DoA = Dominância Absoluta em área basal ($m^2 ha^{-1}$) e VI = Valor de Importância (%).

| Nome Científico | 2004 | | | | 2009 | | | | 2016 | | | |
|--|------|----|------|------|------|----|------|------|------|----|------|------|
| | DA | FA | DoA | VI | DA | FA | DoA | VI | DA | FA | DoA | VI |
| Anacardiaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anacardium occidentale</i> L. | 1 | 10 | 0,01 | 0,29 | 1 | 10 | 0,01 | 0,30 | 1 | 10 | 0,01 | 0,34 |
| Apocynaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. | 16 | 70 | 0,13 | 2,84 | 18 | 70 | 0,16 | 3,10 | 18 | 70 | 0,17 | 3,72 |
| <i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | 1 | 10 | 0,00 | 0,22 | - | - | - | - |
| <i>Hancornia speciosa</i> Gomes | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,22 | 2 | 20 | 0,00 | 0,52 |
| Aquifoliaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ilex conocarpa</i> Reissek | 3 | 20 | 0,11 | 1,21 | 4 | 30 | 0,12 | 1,47 | 1 | 10 | 0,02 | 0,43 |
| Araliaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin | 11 | 60 | 0,09 | 2,16 | 4 | 30 | 0,04 | 0,98 | 3 | 30 | 0,04 | 1,05 |
| Arecaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze. | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,28 |
| Asteraceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Eremanthus glomerulatus</i> Less. | 8 | 40 | 0,03 | 1,28 | 6 | 40 | 0,01 | 1,05 | 5 | 50 | 0,01 | 1,31 |
| <i>Wunderlichia mirabilis</i> Riedel ex Baker | 2 | 20 | 0,01 | 0,51 | 2 | 20 | 0,01 | 0,53 | 3 | 20 | 0,02 | 0,75 |
| Bignoniaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos | 8 | 60 | 0,04 | 1,67 | 8 | 50 | 0,04 | 1,50 | 6 | 60 | 0,03 | 1,65 |
| Calophyllaceae | | | | | | | | | | | | |

| Nome Científico | 2004 | | | | 2009 | | | | 2016 | | | |
|---|------|----|------|------|------|----|------|------|------|----|------|------|
| | DA | FA | DoA | VI | DA | FA | DoA | VI | DA | FA | DoA | VI |
| <i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc | 10 | 50 | 0,03 | 1,57 | 4 | 30 | 0,01 | 0,77 | 2 | 20 | 0,00 | 0,54 |
| <i>Kielmeyera speciosa</i> A. St.-Hil. | 12 | 80 | 0,05 | 2,25 | 11 | 70 | 0,03 | 1,95 | 7 | 40 | 0,02 | 1,34 |
| Celastraceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Plenckia populnea</i> Reissek | 13 | 50 | 0,07 | 2,00 | 12 | 50 | 0,07 | 1,93 | 11 | 30 | 0,09 | 1,97 |
| <i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G. Don | 3 | 20 | 0,01 | 0,56 | 2 | 20 | 0,01 | 0,54 | 3 | 20 | 0,01 | 0,65 |
| Clusiaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Clusia weddelliana</i> Planch. & Triana | 2 | 20 | 0,03 | 0,66 | 2 | 20 | 0,04 | 0,69 | 3 | 20 | 0,05 | 0,96 |
| Connaraceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Connarus suberosus</i> Planch. | 8 | 40 | 0,03 | 1,28 | 3 | 20 | 0,01 | 0,55 | 2 | 20 | 0,00 | 0,52 |
| Ebenaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Diospyros burchellii</i> Hiern | 4 | 30 | 0,01 | 0,81 | 3 | 20 | 0,02 | 0,61 | 3 | 20 | 0,00 | 0,60 |
| Erythroxylaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil. | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | - | - | - | - |
| <i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil. | 1 | 10 | 0,01 | 0,27 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart. | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,25 |
| Euphorbiaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg. | 2 | 20 | 0,07 | 0,91 | 2 | 20 | 0,03 | 0,63 | 4 | 30 | 0,02 | 0,99 |
| <i>Maprounea guianensis</i> Aubl. | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | - | - | - | - |
| Fabaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Andira vermifuga</i> (Mart.) Benth. | 8 | 20 | 0,03 | 0,94 | 7 | 20 | 0,03 | 0,91 | 5 | 20 | 0,02 | 0,83 |
| <i>Chamaecrista orbiculata</i> (Benth.) H. S. Irwin & Barneby | 5 | 20 | 0,02 | 0,71 | 10 | 40 | 0,04 | 1,46 | 4 | 20 | 0,03 | 0,85 |
| <i>Chamaecrista paniculata</i> (Benth.) H. S. Irwin & Barneby | 1 | 10 | 0,00 | 0,24 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. | 1 | 10 | 0,06 | 0,63 | 2 | 20 | 0,06 | 0,86 | 2 | 20 | 0,02 | 0,67 |
| <i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne | 23 | 40 | 0,27 | 3,68 | 20 | 40 | 0,30 | 3,69 | 19 | 40 | 0,31 | 4,32 |

| Nome Científico | 2004 | | | | 2009 | | | | 2016 | | | |
|---|------|-----|------|-------|------|-----|------|-------|------|-----|------|------|
| | DA | FA | DoA | VI | DA | FA | DoA | VI | DA | FA | DoA | VI |
| <i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel | 4 | 20 | 0,03 | 0,77 | 2 | 20 | 0,03 | 0,64 | 3 | 20 | 0,03 | 0,77 |
| <i>Machaerium opacum</i> Vogel | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,24 | - | - | - | - |
| <i>Mimosa clausenii</i> Benth. | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | 1 | 10 | 0,00 | 0,24 | 1 | 10 | 0,00 | 0,26 |
| <i>Mimosa setosissima</i> Taub. | 76 | 90 | 0,25 | 7,19 | 86 | 90 | 0,29 | 8,02 | 26 | 80 | 0,12 | 4,04 |
| <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | 4 | 30 | 0,01 | 0,90 |
| <i>Tachigali vulgaris</i> L.F. Gomes da Silva & H.C. Lima | 14 | 50 | 0,14 | 2,50 | 14 | 50 | 0,21 | 2,93 | 10 | 50 | 0,18 | 2,88 |
| Lamiaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aegiphilla verticillata</i> Vell. | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | 1 | 10 | 0,00 | 0,27 |
| Lauraceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ocotea pomaderroides</i> (Meisn.) Mez | 6 | 40 | 0,21 | 1,30 | 5 | 40 | 0,35 | 1,48 | 5 | 40 | 0,35 | 1,84 |
| Lythraceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil. | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,22 | - | - | - | - |
| Malpighiaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Banisteriopsis latifolia</i> (A. Juss.) B. Gates | 2 | 10 | 0,00 | 0,31 | 2 | 10 | 0,01 | 0,33 | 2 | 20 | 0,00 | 0,54 |
| <i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth | 22 | 80 | 0,14 | 3,36 | 20 | 80 | 0,13 | 3,21 | 18 | 80 | 0,16 | 3,82 |
| <i>Byrsonima pachyphylla</i> A. Juss | 1 | 10 | 0,01 | 0,31 | 1 | 10 | 0,01 | 0,32 | 1 | 10 | 0,01 | 0,35 |
| <i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss. | 8 | 50 | 0,04 | 1,52 | 11 | 60 | 0,05 | 1,90 | 8 | 50 | 0,05 | 1,76 |
| Malvaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl. | 1 | 10 | 0,07 | 0,72 | 1 | 10 | 0,08 | 0,75 | - | - | - | - |
| Marcgraviaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Schwartzia adamantium</i> Cambess. | 32 | 100 | 1,05 | 10,29 | 31 | 100 | 1,15 | 10,69 | 28 | 100 | 0,85 | 9,91 |
| Melastomataceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Macairea radula</i> (Bonpl.) DC. | 3 | 20 | 0,01 | 0,54 | 4 | 20 | 0,01 | 0,62 | 4 | 20 | 0,01 | 0,70 |
| <i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | 2 | 20 | 0,00 | 0,52 |
| <i>Miconia burchellii</i> Triana | 29 | 80 | 0,21 | 4,22 | 39 | 90 | 0,26 | 5,24 | 45 | 80 | 0,33 | 6,92 |

| Nome Científico | 2004 | | | | 2009 | | | | 2016 | | | |
|--|------|----|------|------|------|----|------|------|------|----|------|------|
| | DA | FA | DoA | VI | DA | FA | DoA | VI | DA | FA | DoA | VI |
| <i>Miconia ferruginata</i> DC. | 30 | 80 | 0,26 | 4,63 | 18 | 60 | 0,16 | 2,98 | 16 | 50 | 0,13 | 2,89 |
| <i>Miconia pepericarpa</i> DC. | 1 | 10 | 0,00 | 0,26 | 1 | 10 | 0,00 | 0,27 | 1 | 10 | 0,01 | 0,31 |
| <i>Tibouchina papyrus</i> (Pohl) Toledo | 7 | 30 | 0,03 | 1,06 | 8 | 40 | 0,03 | 1,30 | 4 | 40 | 0,02 | 1,10 |
| <i>Pleroma villosissima</i> Triana | 1 | 10 | 0,00 | 0,24 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Myrtaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC. | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | 1 | 10 | 0,00 | 0,26 |
| <i>Gomidesia lindeniana</i> O. Berg | 4 | 40 | 0,04 | 1,09 | 3 | 30 | 0,01 | 0,71 | 2 | 20 | 0,01 | 0,56 |
| <i>Myrcia cordifolia</i> O. Berg | 4 | 40 | 0,01 | 0,93 | 6 | 40 | 0,02 | 1,11 | 3 | 30 | 0,00 | 0,77 |
| <i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC. | 3 | 10 | 0,01 | 0,42 | 3 | 20 | 0,01 | 0,56 | 1 | 10 | 0,00 | 0,26 |
| <i>Psidium laruotteanum</i> Cambess. | 3 | 10 | 0,01 | 0,39 | 4 | 20 | 0,01 | 0,62 | 4 | 30 | 0,01 | 0,87 |
| <i>Psidium myrsinoides</i> O. Berg | 57 | 90 | 0,26 | 6,26 | 61 | 90 | 0,28 | 6,62 | 42 | 80 | 0,23 | 5,96 |
| <i>Siphoneugena densiflora</i> O. Berg | 4 | 20 | 0,03 | 0,71 | 6 | 30 | 0,03 | 1,00 | 6 | 40 | 0,04 | 1,42 |
| Nyctaginaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell | 6 | 20 | 0,03 | 0,87 | 4 | 10 | 0,03 | 0,59 | 6 | 20 | 0,03 | 0,98 |
| <i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell | 15 | 60 | 0,16 | 2,83 | 20 | 70 | 0,20 | 3,54 | 27 | 70 | 0,26 | 5,03 |
| <i>Neea theifera</i> Oerst. | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,25 |
| Ochnaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl. | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,24 | 2 | 20 | 0,01 | 0,57 |
| <i>Ouratea hexasperma</i> (A. St.-Hil.) Baill | 2 | 10 | 0,02 | 0,40 | 2 | 10 | 0,02 | 0,40 | - | - | - | - |
| Primulaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze | 16 | 70 | 0,20 | 3,32 | 15 | 60 | 0,13 | 2,65 | 9 | 60 | 0,10 | 2,40 |
| Proteaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Roupala montana</i> Aubl. | 3 | 20 | 0,01 | 0,57 | 1 | 10 | 0,00 | 0,25 | 1 | 10 | 0,00 | 0,25 |
| Rubiaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alibertia macrophylla</i> K. Schum. | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | 1 | 10 | 0,00 | 0,25 |

| Nome Científico | 2004 | | | | 2009 | | | | 2016 | | | |
|---|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | DA | FA | DoA | VI | DA | FA | DoA | VI | DA | FA | DoA | VI |
| <i>Chomelia ribesioides</i> Benth. ex A. Gray | - | - | - | - | 2 | 20 | 0,00 | 0,45 | - | - | - | - |
| <i>Palicourea rigida</i> Kunth | 16 | 70 | 0,05 | 2,30 | 15 | 50 | 0,05 | 1,94 | 15 | 60 | 0,06 | 2,50 |
| <i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltld.) K. Schum | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,25 |
| Simaroubaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Simarouba versicolor</i> A. St.-Hil. | 3 | 10 | 0,06 | 0,69 | 6 | 10 | 0,07 | 0,95 | 4 | 10 | 0,12 | 1,33 |
| Styracaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart. | 3 | 20 | 0,05 | 0,78 | 4 | 30 | 0,05 | 1,01 | 5 | 30 | 0,06 | 1,32 |
| Velloziaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Vellozia squamata</i> Pohl | 74 | 70 | 0,39 | 7,76 | 55 | 70 | 0,33 | 6,25 | 37 | 50 | 0,21 | 4,98 |
| <i>Vellozia variabilis</i> Mart. ex Schult. & Schult.f. | - | - | - | - | - | - | - | - | 5 | 20 | 0,01 | 0,79 |
| Vochysiaceae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Qualea multiflora</i> Mart. | 2 | 20 | 0,00 | 0,47 | 3 | 30 | 0,00 | 0,68 | 7 | 30 | 0,02 | 1,17 |
| <i>Qualea parviflora</i> Mart. | 4 | 20 | 0,05 | 0,85 | 6 | 30 | 0,06 | 1,24 | 5 | 20 | 0,10 | 1,44 |
| <i>Vochysia elliptica</i> Mart. | 4 | 20 | 0,01 | 0,60 | 7 | 30 | 0,02 | 0,99 | 7 | 20 | 0,03 | 1,07 |
| <i>Vochysia rufa</i> Mart. | - | - | - | - | 1 | 10 | 0,00 | 0,23 | - | - | - | - |
| <i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl. | 5 | 40 | 0,05 | 1,22 | 4 | 30 | 0,05 | 1,02 | 3 | 30 | 0,04 | 1,00 |
| TOTAL | 614 | 2120 | 5,04 | 100 | 605 | 2140 | 5,18 | 100 | 480 | 2010 | 4,49 | 100 |

2.4 DISCUSSÃO

Ao longo dos 12 anos de monitoramento, as mudanças na composição florística foram expressivas, com a entrada de treze espécies e saída de doze. O balanço positivo de uma espécie encontrado no presente estudo é próximo ao valor registrado em Cerrado Rupestre localizado no Mato Grosso, também sob-regime de fogo (GOMES et al., 2014; 2016), bem como em Cerrado Típico no Distrito Federal e em Mato Grosso (FELFILI et al., 2000; LIMA et al., 2009; MEWS et al., 2011) (Tabela 3), embora haja diferença entre o intervalo de tempo dos monitoramentos considerados. Por outro lado, o balanço foi menor do que o encontrado em Cerrado Típico nos trabalhos de Fiedler et al. (2004), Aquino et al. (2007), Gomes et al. (2013), que registraram ingresso de cinco espécies.

As mudanças florísticas ocorreram em espécies de baixa abundância ($N < 1$) e tendem à compensação ao longo do tempo, uma vez que a variação da porcentagem de espécies raras se estabilizou. Ademais, houve gradativo aumento da diversidade e da equabilidade ao longo dos anos de monitoramento, o que sugere estado de equilíbrio dinâmico frente às mudanças. Essas alterações também foram verificadas em outros trabalhos e são atribuídas a um estágio transicional da vegetação frente às transformações causadas pelo fogo (HOFFMANN & FRANCO, 2003; LIBANO & FELFILI, 2004; AQUINO et al., 2007; ALMEIDA et al., 2014). Na maior parte dos casos, a vegetação savânica do Cerrado apresenta características e adaptações à ocorrência do fogo (SATO et al., 2010), sendo que cada espécie apresenta uma resposta particular à ação deste agente (SOUCHIE et al., 2017).

A oscilação do quantitativo de espécies com baixa densidade de indivíduos revela a variação do impacto do fogo sobre a vegetação arbustivo-arbórea, uma vez que houve aumento de espécies raras em períodos de ausência do fogo e redução dessas espécies imediatamente após a passagem do fogo. Populações com baixa abundância sofrem flutuações ao longo do tempo mais perceptíveis, principalmente quando existem fatores que potencializam variações em densidade (ALMEIDA et al., 2014), como é o caso dos incêndios verificados no PEP.

Nos intervalos menores, as mudanças quanto à riqueza em espécies seguiram padrão inverso. Enquanto houve balanço positivo de cinco espécies entre 2004 a 2009, no intervalo seguinte, de 2009 a 2016, houve balanço negativo de quatro espécies. A maior saída de espécies no segundo intervalo (2009 a 2016) pode ser resultado da

interferência negativa da grande quantidade de focos de calor, dentro da área de estudo e nas proximidades da mesma, em 2010 e 2015 e, conseqüentemente, aumento na mortalidade de indivíduos. Queimadas recorrentes podem diminuir a frequência e densidade de espécies lenhosas, aumentar o entouceiramento e diminuir a diversidade de espécies (FIEDLER et al., 2004; SOUCHE et al., 2017). A comunidade passou quatro anos (2010 a 2015) sem sofrer a ação do fogo, o que, certamente, possibilitou a regeneração da vegetação. Estudos sugerem que os danos na vegetação lenhosa do Cerrado são menores para eventos isolados de queima e acentuados para intervalos de queima menores (SATO et al., 2010). A diminuição da frequência de queimadas promove o estabelecimento de espécies sensíveis ao fogo e a regeneração de espécies lenhosas em decorrência do aumento da densidade e da área basal (MOREIRA, 2000; HENRIQUES & HAY, 2002; LIBANO & FELFILI, 2006). Contudo, no ano anterior a última medição, foram registrados novos focos de calor próximos à área de estudo que, provavelmente, tiveram influência na redução do número de indivíduos e na saída de espécies da área. Portanto, o Cerrado Rupestre no PEP ainda encontra-se em processo de recomposição pós-distúrbio.

Tabela 3. Comparação entre estudos de dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea ($Db_{30cm} \geq 5$ cm) em áreas de Cerrado Rupestre e Cerrado Típico, localizadas no Brasil Central. (CR = Cerrado Rupestre; CT = Cerrado Típico; S = número de espécies; H' = índice de diversidade de Shannon; J' = índice de equabilidade de Pielou; P.E = Parque Estadual).

| Local | Tipo | Tempo (anos) | Espécies | | S | | H' | | J' | | Distúrbio | Referência |
|------------------------------------|------|-----------------|----------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|-----------|-------------------------------|
| | | | Entrada | Saída | Inicial | Final | Inicial | Final | Inicial | Final | | |
| P.E. dos Pireneus, GO | CR | 5 | 9 | 4 | 63 | 68 | 3,39 | 3,44 | 0,82 | 0,82 | Fogo/Gado | Presente estudo (2004 a 2009) |
| P.E. dos Pireneus, GO | CR | 7 | 5 | 7 | 68 | 64 | 3,44 | 3,62 | 0,82 | 0,85 | Fogo/Gado | Presente estudo (2009 a 2016) |
| P.E. dos Pireneus, GO | CR | 12 | 9 | 6 | 63 | 64 | 3,39 | 3,62 | 0,82 | 0,85 | Fogo/Gado | Presente estudo (2004 a 2016) |
| Nova Xavantina, MT | CR | 3 | 4 | 1 | 78 | 81 | - | - | - | - | Fogo | Gomes et al. (2016) |
| Fazenda Água Limpa, DF | CT | 9 | 2 | 6 | 61 | 57 | 3,46 | 3,36 | 0,84 | 0,83 | - | Felfili et al. (2000) |
| Fazenda Água Limpa, DF | CT | 3 | 13 | 7 | 34 | 40 | 2,55 | 2,47 | - | - | Pós-fogo | Fiedler et al. (2004) |
| Fazenda Água Limpa, DF | CT | 18 | 4 | 4 | 61 | 61 | 3,46 | 3,31 | 0,84 | 0,80 | Fogo | Libano & Felfili (2006) |
| Gerais de Balsas, MA | CT | 7 | 6 | 1 | 48 | 53 | - | - | - | - | - | Aquino et al. (2007) |
| Bahia, BA | CT | 13 | 24 | 2 | 62 | 84 | 3,33 | 3,56 | 0,81 | 0,80 | Gado | Roitman et al. (2008) |
| Fazenda da Serra, MT | CT | 5 | 2 | 3 | 72 | 71 | 3,10 | 3,13 | 0,72 | 0,73 | Fogo | Lima et al. (2009) |
| Parque do Bacaba, MT | CT | 4 | 6 | 3 | 77 | 80 | 3,78 | 3,78 | 0,87 | 0,86 | Pós-fogo | Mews et al. (2011) |
| P.E. da Serra Azul, MT (área 1) | CT | 5 | 6 | 1 | 79 | 84 | 3,71 | 3,74 | 0,84 | 0,84 | Pós-fogo | Ribeiro et al. (2012) |
| P.E. da Serra Azul, MT (área 2) | CT | 2 | 0 | 2 | 82 | 80 | 3,76 | 3,76 | 0,85 | 0,85 | Pós-fogo | Ribeiro et al. (2012) |
| Nova Xavantina, MT | CT | 3 | 8 | 1 | 89 | 96 | - | - | - | - | Fogo | Gomes et al. (2016) |
| Fazenda Água Limpa, DF | CT | 27 | 3 | 11 | 57 | 65 | 3,46 | 3,46 | 0,84 | 0,83 | Fogo | Almeida et al. (2014) |

Embora tenha ocorrido redução na densidade de indivíduos e oscilações na riqueza ao longo dos 12 anos, em termos de diversidade de espécies as mudanças foram positivas, com aumento gradativo nos índices de diversidade e equabilidade, reforçando a ideia de resiliência do Cerrado Rupestre a distúrbios como o fogo, cuja expressão se dá pelo aumento discreto da riqueza em espécies nos anos subsequentes a estes eventos (ARCHER et al., 1996; FEFILI et al., 2000; GOMES et al., 2016). A entrada de *Vellozia variabilis* Mart. ex Schult. & Schult.f., espécie habitat especialista de Campo Rupestre e Cerrado Rupestre (SILVA et al., 2001), e o aumento em densidade e área basal de *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville e *Ouratea castaneifolia* (DC.) Engl. podem indicar efeito positivo da passagem do fogo sobre algumas populações, em que a passagem do fogo promove aumento da disponibilidade de nutrientes no solo (FROST & ROBERTSON, 1987) e intensificação da floração, frutificação, dispersão e germinação de sementes (TOTHILL, 1969; COUTINHO, 1977; MUNHOZ & FELFILI, 2007; CONCEIÇÃO & ORR, 2012).

As mudanças estruturais refletem o impacto negativo do fogo sobre a vegetação arbustivo-arbórea, uma vez que houve redução dos indivíduos de menores diâmetros e menores alturas, ao longo do tempo. Estudos recentes indicam que a espessura da casca e o diâmetro do caule são os principais fatores que determinam a resposta ao dano de fogo de espécies lenhosas de Cerrado sentido restrito, enquanto a altura dos indivíduos apresenta influência indireta, devido à sua relação positiva com o diâmetro do caule e a espessura da casca dos indivíduos (SOUCHIE et al., 2017). Assim, a redução no número de indivíduos de menores alturas, verificada em 2016, indica a maior intervenção do fogo em indivíduos jovens, com cascas menos espessas e diâmetros menores e impacto reduzido em indivíduos estabelecidos.

As pequenas mudanças na posição hierárquica das espécies de maior valor de importância na estruturação da comunidade arbustivo-arbórea do Cerrado Rupestre evidencia a resistência de algumas populações aos distúrbios antrópicos na área, como fogo e presença de gado. Este fato sugere que, apesar de frequente, a influência dos distúrbios teve intensidade moderada, corroborando com Sato et al. (2010) sobre a repercussão pouco representativa dos distúrbios frequentes mas de intensidade moderada sobre a estrutura da vegetação. As espécies estruturadoras da comunidade são semelhantes às espécies estruturadoras encontradas em outras áreas de Cerrado Rupestre (AMARAL et al., 2006; MIRANDA et al., 2007; MOURA et al., 2007, 2010; PINTO et

al., 2009; LIMA et al., 2010; LENZA et al., 2011; SANTOS et al., 2012a; GOMES et al., 2014, 2016). Essas variações demonstram a atuação particular do substrato na estruturação e determinação da composição florística de comunidades de Cerrado Rupestre (ABREU et al., 2012; MESSIAS et al., 2013).

A pecuária extensiva tem sido considerada uma das maiores ameaças aos ambientes rupestres visto que o esterco do gado promove a adição de nutrientes nos solos originalmente pobres, bem como a dispersão de sementes e propágulos de gramíneas, o que desencadeia a propagação de plantas invasoras exóticas, como o capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv) e outros (KOLBEK & ALVES, 2008; ALVES et al., 2014). A disseminação irrestrita de gramíneas exóticas, além de promover a supressão de espécies herbáceo-arbustivas nativas do Cerrado (BARBOSA et al., 2016) e atuar como importante agente modificador da vegetação e da biodiversidade local (ALVES et al., 2014), promove o alastramento de queimadas por ser material combustível para o fogo (MIRANDA et al., 2005; BARBOSA et al., 2016) (Figura 7). Contudo, as interpretações quanto ao fogo nos ambientes rupestres devem ser pautadas quanto à periodicidade e intensidade desses eventos. Para maior compreensão das mudanças florístico-estruturais em Cerrado Rupestre e sua relação com a passagem do fogo é preciso considerar a ocorrência de espécies pirófitas ou espécies adaptadas ao fogo (ALVES et al., 2014; SOUCHIE et al., 2017), além da frequência e intensidade de atuação desse agente modificador, uma vez que a maior parte das fisionomias do Cerrado são ecossistemas dependentes do fogo (HARDESTY et al., 2005; PIVELLO, 2011), posto que evoluíram sob sua influência e dele dependem para manter seus processos ecológicos.

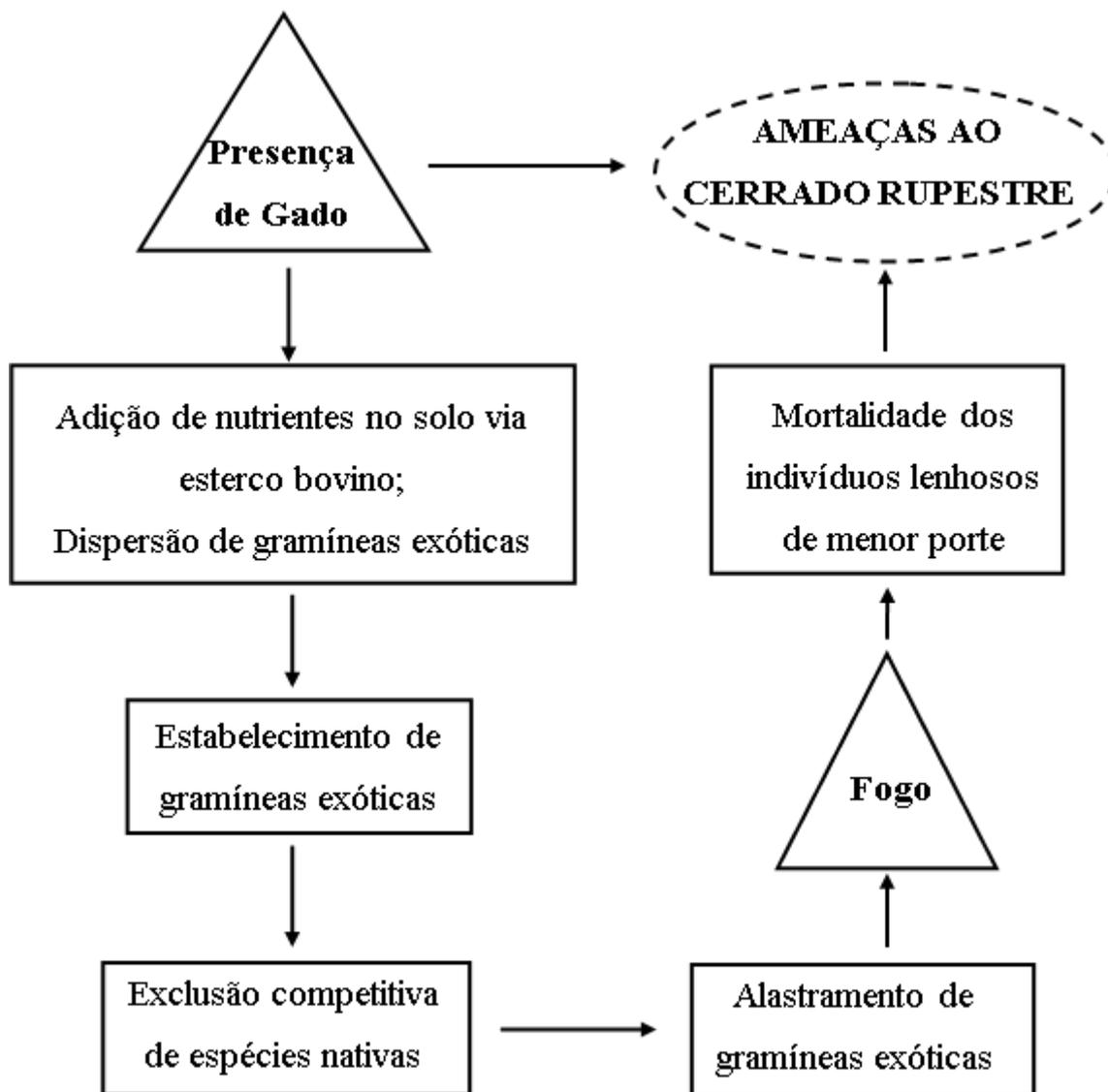


Figura 7. Fluxograma representando a influência da pecuária extensiva sobre a vegetação nativa do Cerrado Rupestre.

Assim, verificou-se que a vegetação arbustivo-arbórea do Cerrado Rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, embora inserida em Unidade de Conservação de Proteção Integral, está sob-regime de distúrbios frequentes, relacionados à incidência de queimadas e ao pastoreio irregular de rebanho bovino e equino. Apesar da importância da atuação do fogo na manutenção da estrutura e do funcionamento de ecossistemas dominados por plantas de porte herbáceo-arbustivo e de sua contribuição para a

heterogeneidade espacial e temporal entre e dentro destas comunidades (CHRISTENSEN, 1985), devido à coevolução histórica entre fogo e vegetação savânica (SAINT-HILAIRE, 1975), é necessário observar a influência do regime de atuação deste agente na intensificação das modificações em termos florísticos e estruturais das comunidades de Cerrado Rupestre, os quais são ricos em espécies e com alto endemismo, considerados como refúgios naturais para conservação da flora do Cerrado.

2.5 CONCLUSÃO

Nossa hipótese inicial foi parcialmente aceita, pois as mudanças florísticas e estruturais ao longo dos 12 anos foram aceleradas e são atribuídas ao estágio transicional de sucessão da vegetação em resposta aos constantes distúrbios, tais como presença de gado e ocorrência de incêndios freqüentes na área. Esses distúrbios promoveram redução em termos estruturais (densidade e área basal), com diminuição no número de indivíduos de pequeno porte (diâmetro e altura), mas não nos parâmetros florísticos. O aumento em riqueza e diversidade de espécies, mesmo estando a vegetação em condições de distúrbios, demonstra a capacidade de resiliência do Cerrado Rupestre. No entanto, caso esses distúrbios continuem a incidir certamente haverá comprometimento da capacidade de resiliência, com mudanças na composição florística e na estrutura da vegetação arbustivo-arbórea, conforme proposto em nosso “Modelo Teórico” de influência da presença de gado e ocorrência de queimadas frequentes na conservação do Cerrado Rupestre.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, M.F., PINTO, J.R.R., MARACAHIPES, L., GOMES, L., OLIVEIRA, E.A., MARIMON, B.S., MARIMON JUNIOR, B.H., FARIAS, J.F., LENZA, E., (2012). Influence of edaphic variables on the floristic composition and structure of the tree-shrub vegetation in typical and rocky outcrop cerrado areas in Serra Negra, Goiás State, Brazil. *Braz. J. Bot.* 35, 259-272.
- ABREU, T. A. L., PINTO, J. R. R. & MEWS, H. A. (2014). Variations in richness and tree species diversity within 14 years in a valley forest, Mato Grosso, Brazil. *Rodriguésia*, 65(1), 73-88.

- AGÊNCIA AMBIENTAL DE GOIÁS & NATIVA. (2002). Parque Estadual dos Pireneus – Relatório Inicial: contextualização do parque. Agência Ambiental de Goiás, Goiânia.
- AGÊNCIA AMBIENTAL DE GOIÁS & NATIVA. (2003). Parque Estadual da Serra dos Pireneus – Relatório Parcial: consolidação das pesquisas de campo. Agência Ambiental de Goiás, Goiânia.
- ALMEIDA, R. F., FAGG, C. W., de OLIVEIRA, M. C., MUNHOZ, C. B. R., de LIMA, A. S. & de OLIVEIRA, L. S. B. (2014). Mudanças florísticas e estruturais no cerrado sensu stricto ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. *Rodriguésia-Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro*, 65(1), 001-019.
- ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., DE MORAES, G., LEONARDO, J. & SPAROVEK, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728. ALVES, R., SILVA, N. G., OLIVEIRA, J. A., & MEDEIROS, D. (2014). Circumscribing campo rupestre–megadiverse Brazilian rocky montane savanas. *Brazilian Journal of Biology*, 74(2), 355-362
- 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).
- ANDRADE, L. A., FELFILI, J. M. & VIOLATTI, L. (2002). Phytosociology of an area of "cerrado denso" at the RECOR-IBGE, Brasília-DF, Brazil. *Acta botânica brasílica*, 16(2), 225-240.
- APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181: 1-20.
- AQUINO, F. D. G., WALTER, B. M. T. & RIBEIRO, J. F. (2007). Woody community dynamics in two fragments of "cerrado" stricto sensu over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 30(1), 113-121.

- ARCHER, S., COUGHENOUR, M., DALL'AGLIO, C., FERNANDEZ, G. W., HAY, J., HOFFMANN, W., KLINK, C., SILVA, J. S. & SOLBRIG, O. T. (1996). Savanna biodiversity and ecosystem properties. In SOLBRIG, O. T., MEDINA, E. and SILVA, J. F. (Ed.). *Biodiversity and savanna ecosystem processes*. Berlin: Springer. p. 207-218.
- ASSUNÇÃO, S. L. & FELFILI, J. M. Fitossociologia de um fragmento de cerrado sensu stricto na APA do Paranoá, DF, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 18, n. 4, p. 903-909, 2004.
- AYRES, M.; AYRES, M. JR.; AYRES D. L. & SANTOS, A. A. 2007. *BioEstat 5.3: aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas*. Sociedade Civil Mamirauá, Belém, PA.
- BARBOSA, E. G., PIVELLO, V. R., RISSI, M. N., ZUPO, T. & FIDELIS, A. (2016). A importância da consideração de espécies invasoras no manejo integrado do fogo. *Biodiversidade Brasileira*, 6(2), 27-40.
- BARBOSA, N. P., FERNANDES, G. W., CARNEIRO, M. A. & JÚNIOR, L. A. (2010). Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). *Biological Invasions*, 12(11), 3745-3755.
- CARVALHO, F. de, SOUZA, F. A. de, CARRENHO, R., SOUZA MOREIRA, F. M. de, CONCEIÇÃO JESUS, E. da & FERNANDES, G. W. (2012). The mosaic of habitats in the high-altitude Brazilian rupestrian fields is a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied Soil Ecology*, 52, 9-19.
- CHAO, A., GOTELLI, N. J., HSIEH, T. C., SANDER, E. L., MA, K. H., COLWELL, R. K. & ELLISON. AM (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45-67.
- CIENTEC. (2006). *Mata Nativa 2: manual do usuário*. Viçosa: Cientec.

- CONCEIÇÃO, A.A. & ORR, B.J. (2012). Post-fire flowering and fruiting in *Vellozia sincorana*, a caulescent rosette plant endemic to Northeast Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 26: 94-100
- COUTINHO, L.M. (1977). Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II – As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo arbustivo. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 5: 57-64.
- CHRISTENSEN, N.L. (1985). Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences, p. 85-100. In: Pickett, S.T. & White, P.S. (eds.) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, Academic Press, Orlando, FL, pp. 85–100.
- FELFILI, J. M. (1995). Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Plant Ecology*, 117(1), 1-15.
- 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 na Chapada Pratinha, DF-Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 6: 27-46.
- FELFILI, J. M., NASCIMENTO, A. R. T., FAGG, C. W. & MEIRELLES, E. M. (2007). Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 30(4), 611-621.
- FELFILI, J. M., REZENDE, A. V., SILVA-JÚNIOR, M. C. & SILVA, M. A. (2000). Changes in the floristic composition of cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology*, 16(4), 579-590.
- FELFILI, M. C. & FELFILI, J. M. (2001). Diversidade alfa e beta no cerrado sensu stricto da Chapada Pratinha, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 15(2), 243-254.
- FERNANDES, G. W., BARBOSA, N. P., NEGREIROS, D. & PAGLIA, A. P. (2014). Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. *Natureza & Conservação*, 12(2), 162-165.

- FERREIRA, L. V. (1997). Effects of the duration of flooding on species richness and floristic composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forests in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 6(10), 1353-1363.
- FIEDLER, N. C., REZENDE, A. V. & VENTUROILI, F. (2004). Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado sensu stricto na fazenda Água Limpa-DF. *Revista Árvore*, 28(1).
- FLORA DO BRASIL. (2020) [em construção]. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em 04 janeiro de 2017.
- GOMES, L., MARACAHIPES, L., MARIMON, B. S., REIS, S. M., ELIAS, F., MARACAHIPES-SANTOS, L., MARIMON-JUNIOR, B. H. & LENZA, E. (2014). Post-fire recovery of savanna vegetation from rocky outcrops. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 209(3), 201-208.
- GOMES, L., MARACAHIPES, L., REIS, S. M., MARIMON, B. S., MARIMON-JUNIOR, B. H. & LENZA, E. (2016). Dynamics of the woody vegetation of two areas of Cerrado sensu stricto located on different substrates. *Rodriguésia*, 67(4), 859-870.
- HARDESTY, J.; MYERS, R. & FULKS, W. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum*, 22: 78-87.
- HENRIQUES, R. P. B. & HAY, J. D. (2002). Patterns and dynamics of plant populations. In: *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna* (P.S. Oliveira; R.J. Marquis, eds.). New York: Columbia University Press. 140-158.
- HIGUCHI, N., CHAMBERS, J., DOS SANTOS, J., RIBEIRO, R. J., PINTO, A. C. M., DA SILVA, R. P., ROCHA, R. M. & TRIBUZY, E. S. (2004). Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. *Floresta*, 34(3).
- HILÁRIO, R. R., CASTRO, S. A. B., KER, F. T. O. & FERNANDES, G. (2011). Unexpected effects of pigeon-peas (*Cajanus cajan*) in the restoration of rupestrian fields. *Planta Daninha*, 29(4), 717-723.

- HOFFMANN, W. A., ADASME, R., HARIDASAN, CARVALHO, M. T., GEIGER, E. L., PEREIRA, M. A., GOTSCH, S. G. & FRANCO, A. C. (2009). Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology*, 90(5), 1326-1337.
- HOFFMANN, W. A., LUCATELLI, V. M., SILVA, F. J., AZEVEDO, I. N., MARINHO, M. D. S., & ALBUQUERQUE, A. M. S. (2004). Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions*, 10, 99-103.
- KENT, M., & COKER, P. (1995). *Vegetation Description and Analysis*. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex, UK.
- KOLBEK, J. I. R. I., & ALVES, R. J. V. (2008). Impacts of cattle, fire and wind in Rocky Savannas, Southeastern Brazil. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 22, 111-130.
- LENZA, E., PINTO, J. R. R., PINTO, A. S., MARACAHIPES, L., & BRUZIGUESSI, E. P. (2011). Comparação da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de cerrado rupestre na Chapada dos Veadeiros, Goiás, e áreas de cerrado sentido restrito do Bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*, 34(3), 247-259.
- LIBANO, A. M. & FELFILI, J. M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado sensu stricto do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta Botanica Brasilica* 20: 927-936.
- LIMA, E.S.; LIMA, H.S. & RATTER, J.A. 2009. Mudanças pós-fogo na estrutura e composição da vegetação lenhosa em um cerrado mesotrófico no período de cinco anos (1997-2002) em Nova Xavantina – MT. *Cerne* 15: 468-480.
- LIMA, T. A.; PINTO, J. R. R.; LENZA, E. & PINTO, A. S. 2010. Florística e estrutura da vegetação arbustiva-arbórea em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual de Caldas Novas, Goiás. *Biota Neotropica* 10: 159-166.
- LIMA, T. A.; PINTO, J. R. R.; LENZA, E. & PINTO, A. S. 2010. Florística e estrutura da vegetação arbustiva-arbórea em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual de Caldas Novas, Goiás. *Biota Neotropica* 10: 159-166.

- LÜTTGE, U., DUARTE, H.M., SCARANO, F.R., MATTOS, E.A., CAVALIN, P.O., FRANCO, A.C. & FERNANDES, G.W. 2007a. Physiological ecology of photosynthesis of five sympatric species of Velloziaceae in the rupestrian fields of Serra do Cipó, Minas Gerais, Brazil. *Flora* 202:637-646.
- MAGURRAN, E. A. 1988. *Ecological diversity and its measurement* (2a ed.). Princeton University Press, Princeton.
- MEDEIROS, M. D. & 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.
- MENDONÇA, R. C., FELFILI, J. M., WALTER, B. M. T., SILVA-JÚNIOR, M. C., REZENDE, A. V., FILGUEIRAS, T. S. & NOGUEIRA, P. E. Flora Vascular do Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: Embrapa-CPAC, 2008. p. 289-556.
- MESSIAS, M. C. T. B., LEITE, M. G. P., NETO, J. A. A. M., KOZOVITS, A. R., & TAVARES, R. (2013). Soil-vegetation relationship in quartzitic and ferruginous Brazilian rocky outcrops. *Folia Geobotanica*, 48: 509-521.
- MEWS, H. A., MARIMON, B. S., MARACAHIPES, L., FRAN CZAK, D. D. & MARIMON-JUNIOR, B. H. (2011). Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1), 73-82.
- MEWS, H. A., PINTO, J. R. R., EISENLOHR, P. V. & LENZA, E. (2014). Does size matter? Conservation implications of differing woody population sizes with equivalent occurrence and diversity of species for threatened savanna habitats. *Biodiversity and conservation*, 23(5), 1119-1131.
- MEWS, H. A., PINTO, J. R. R., EISENLOHR, P. V. & LENZA, E. (2016). No evidence of intrinsic spatial processes driving Neotropical savanna vegetation on different substrates. *Biotropica*, 48(4), 433-442.
- MIGUEL, A., MARIMON, B. S., DE OLIVEIRA, E. A., MARACAHIPES, L. & MARIMON-JUNIOR, B. H. (2011). Dinâmica da comunidade lenhosa de uma

- floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006). *Biota Neotropica*, 11(1), 1-9.
- MIRANDA S. C., SILVA JÚNIOR M. C. & SALLES L. A. A. 2007. Comunidade lenhosa de cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. *Heringeriana* 1:43-53
- MIRANDA, H. S., SATO, M. N., NETO, W. N. & AIRES, F. S. (2009). Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. In: *Tropical Fire Ecology*. Springer Praxis Books. Springer, Berlin, Heidelberg.
- MOREIRA, A. G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography* 27: 1021-1029.
- MOTTA, P. D., CARVALHO FILHO, A. D., KER, J. C., PEREIRA, N. R., CARVALHO JUNIOR, W. D. & BLANCANEUX, P. (2002). Relações solo-superfície geomórfica e evolução da paisagem em uma área do Planalto Central Brasileiro. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 37(6), 869-878.
- MOURA, I. I. O. D., GOMES-KLEIN, V. L., FELFILI, J. M. & FERREIRA, H. D. (2010). Diversidade e estrutura comunitária de cerrado sensu stricto em afloramentos rochosos no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás. *Brazilian Journal of Botany*, 33(3), 455-467.
- 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. *Rev. Biol. Neotrop.* 4(2): 83-100.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: Wiley and sons.
- MUNHOZ, C. B. R. & FELFILI, J. M. 2007. Reproductive phenology of an herbaceous-subshrub layer of a Savannah (Campo Sujo) in the cerrado biosphere reserve I, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 67: 631-637.
- NASCIMENTO, H. E. M., DIAS, A. S., TABANEZ, A. A. J. & VIANA, V. M. (1999). Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, 59, 329-342.

- NERI, A. V., MEIRA, J. A. A., SILVA, A. F., MARTINS, S. V. & SAPORETTI, A. W. (2007). Composição florística de uma área de cerrado sensu stricto no município de Senador Modestino Gonçalves, Vale do Jequitinhonha (MG) e análise de similaridade florística de algumas áreas de cerrado em Minas Gerais. *Revista Árvore*, 31(6): 1109-1119.
- OLIVEIRA, A. D. & FELFILI, J. M. (2008). Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). *Revista Brasileira de Botânica*, 31(4), 597-610.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. & FLUMINHAN-FILHO, M. 1999. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. *Revista Cerne*, 5 (2): 51-64.
- PIELOU, E. C. 1975. *Ecological diversity*. New York: John Wiley.
- PINTO, J.R.R. & HAY, J.D.V. 2005. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 28:523-539.
- PINTO, J. R. R., OLIVEIRA, E. L. & PINTO, A. D. S. (2009). Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. *Revista Brasileira de Botânica* 32(1): 23 – 32.
- PINTO, J. R. R.; MEWS, H. A.; SANTOS, T. R. R. & LENZA, E. (2015) Fitossociologia em áreas de Cerrado Rupestre: aplicação de parâmetros convencionais e de análises e abordagens pouco usadas. In: Eisenlohr, P.V.; Felfili, J.M.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A.; Meira Neto, J.A.A. (eds.). *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso. Volume II*. Viçosa: Editora da Universidade Federal de Viçosa, pp 213–227.
- PIVELLO, V.R. 2011. The use of fire in Brazil: past and present. *Fire Ecology*, 7: 24-39.
- R Development Core Team, 2016: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

- RATTER, J. A., BRIDGEWATER, S. & RIBEIRO, J. F. (2003). Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh journal of botany*, 60(1), 57-109.
- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. 2008. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In *Cerrado: ambiente e flora* (S. M. Sano & S. P. Almeida, eds.). Embrapa/CPAC, Planaltina, p.89-166.
- RIBEIRO, M. N., SANCHEZ, M., PEDRONI, F. & PEIXOTO, K. S. (2012). Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. *Acta Botanica Brasilica*, 26(1), 203-217.
- RIZZINI, C. T. (1963). A flora do cerrado. Análise florística das savannas centrais. In *Simpósio sobre o cerrado* (M.G. Ferri, org.). Edusp, São Paulo, p.126-177.
- ROITMAN, I.; FELFILI, J. M. & REZENDE, A. V. (2008). Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecology* 197: 255-26.
- ROLIM, S. G., COUTO, H. T. Z. D. & JESUS, R. M. D. (1999). Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). *Scientia Forestalis* 55: 49-69.
- RUGGIERO, P. G. C., BATALHA, M. A., PIVELLO, V. R. & MEIRELLES, S. T. (2002). Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. *Plant Ecology*, 160(1), 1-16.
- SAINT-HILAIRE, A. (1975). *Viagem à província de Goiás* (Vol. 8). Livraria Itatiaia Editora.
- SALMONA, Y. B., RIBEIRO, F. F. & MATRICARDI, E. A. T. Parques “no papel” conservam? O caso do Parque dos Pireneus em Goiás-DOI 10.5216/bgg. v34i2. 31740. *Boletim Goiano de Geografia*, 34(2), 295-310.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S & FERREIRA, L. G. (2008). Mapeamento semidetalhado do uso da terra no bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.43, n.1, p153-156.

- SANO, E.E.; ROSA, R.; BRITO, J.L.S. & FERREIRA, L.G. (2010). Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring Assessment* 166: 113-124.
- SANTOS, T. R. R., PINTO, J. R. R., LENZA, E. & MEWS, H. A. (2012a). The tree-shrub vegetation in rocky outcrop cerrado areas in Goiás State, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 35(3), 281-294.
- SANTOS, T.R.R., PINTO, J.R.R. & LENZA, E. (2012b) Floristic relationships of the woody component in rocky outcrops savanna areas in Central Brazil. *Flora*, 207(7): 541–550.
- SATO, M. N., MIRANDA, H. S. & MAIA, J. M. F. (2010). O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e de longo prazo. Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo (org ed. H.S. Miranda), pp. 77–91. IBAMA, Brasília.
- SILVEIRA BRAGA, F. M. & REZENDE, A. V. (2007). Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. *Cerne*, 13(2).
- SILVEIRA F. A. O., NEGREIROS D., BARBOSA N. P. U., BUISSON E., CARMO F. F., CARSTENSEN D. W., CONCEIÇÃO A. A., CORNELISSEN T. G., ECHTERNACHT L., FERNANDES G. W., GARCIA Q. S., GUERRA T. J., JACOBI C. M., LEMOS-FILHO J. P., LE STRADIC S., MORELLATO L. P. C., NEVES F. S., OLIVEIRA R. S., SCHAEFER C. E., VIANA P. L. & LAMBERS H. (2016) Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil*. 403(1-2), 129-152.
- SOUCHIE, F. F., PINTO, J. R. R., LENZA, E., GOMES, L., MARACAHIPES-SANTOS, L., & SILVÉRIO, D. V. (2017). Post-fire resprouting strategies of woody vegetation in the Brazilian savanna. *Acta Botanica Brasilica*, 31(2), 260-266.
- STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA-FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B. &

- BALMFORD, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* 1, 99.
- TOTHILL, J.C., (1969). Soil temperature and seed burial in relation to the performance of *heterogon contortus* and *Thameda australis* in burnt native woodland pasture in Eastern Queensland. *Aust. J. Bot.* 17, 269-275.
- VITTA, F. A. (2002). Diversidade e conservação da flora nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais. In *Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil* (E.L. Araújo, A. N. Moura; E. S. B. Sampaio, L. M. S. Gestinari, & J. M. T. Carneiro, eds.). Imprensa Universitária - UFRPE, Recife, p.90-94.
- ZAR, J. H. (1999). *Biostatistical Analyses*—Prentice-Hall. Inc., Upper Saddle River, New Jersey.

3. DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM CERRADO RUPESTRE NO PERÍODO DE 12 ANOS

3.1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas terrestres apresentam elevada heterogeneidade espacial e temporal (MEDEIROS & FIEDLER, 2011). Assim, as comunidades de plantas estão em constante mudança, seja em função das estratégias de colonização e estabelecimento em determinada comunidade (EGLER, 1954), ou em função dos distúrbios antropogênicos, que atuam com frequência sobre as paisagens e ecossistemas naturais (PICKETT et al., 2005; MIRANDA et al., 2009; ROMME et al., 2016; KNUCKEY et al., 2016). Para entender o comportamento da vegetação ao longo do tempo são necessárias desde análises da composição florística e aspectos estruturais, até associações entre a vegetação e os fatores bióticos e abióticos que atuam sobre a vegetação e promovem mudanças florístico-estruturais (FELFILI et al., 2005). Estudos de dinâmica da vegetação podem ser considerados os mais completos nesse sentido, dado que unificam todas essas análises no intuito de compreender os processos demográficos de recrutamento, mortalidade e crescimento das plantas e as repercussões das interferências antrópicas sobre a biodiversidade e ecologia desses ecossistemas (REES et al., 2001; LIBANO & FELFILI, 2006; CARVALHO et al., 2009).

A dinâmica da vegetação em Cerrado sentido restrito, embora sofra flutuações intensas por influência de fatores antropogênicos ou circunstanciais, como o fogo de origem natural, tende a estabilidade ao longo do tempo (FELFILI et al., 2000; LIBANO & FELFILI, 2006; AQUINO et al., 2007; LIMA et al., 2009; RIBEIRO et al., 2012; ALMEIDA et al., 2014). Em Cerrado Rupestre (CR), subtipo fitofisionômico do Cerrado sentido restrito (*sensu* RIBEIRO & WALTER, 2008), avaliações quanto à dinâmica da vegetação ainda são escassas. Os poucos estudos sobre a vegetação lenhosa do CR apontam que o balanço dinâmico entre mortalidade e recrutamento parece ser semelhante ao encontrado em Cerrado Típico (CT) (GOMES et al., 2014; 2016). Contudo, nos ambientes rupestres o padrão de regeneração da vegetação lenhosa após distúrbio (fogo) é distinto e parece estar relacionado às condições ambientais mais restritivas desses ambientes (MEWS et al., 2016).

O Cerrado Rupestre apresenta vegetação arbustivo-arbórea disposta entre afloramentos rochosos, em terrenos íngremes e solos rasos (RIBEIRO & WALTER, 2008), ambiente considerado restritivo e que requer certa capacidade de resiliência da vegetação para superação destes condicionantes (FERNANDES et al., 2014; NEGREIROS et al., 2014). Embora seja semelhante florística e estruturalmente ao Cerrado sentido restrito (PINTO et al., 2009; SANTOS et al., 2012; MEWS et al., 2014), o CR é ambiente inadequado ao desenvolvimento de atividades agrícolas devido às suas características topográficas e edáficas pouco promissoras para tal (MIRANDA et al., 2007). Por isso, tem sido considerado como refúgio de espécies de fitofisionomias adjacentes (ROMERO, 2002; OLIVEIRA & GODOY, 2007) e, principalmente, de áreas de vegetação nativa inserida em terrenos planos e solos profundos, que estão altamente ameaçadas pelo agronegócio (MIRANDA et al., 2007; PINTO et al., 2009; STRASSBURG et al., 2017). Além da característica de repositório de espécies, o Cerrado Rupestre abriga espécies endêmicas, raras e *habitat* especialistas (RIBEIRO & WALTER, 2008; LENZA et al., 2011).

Estudos preditivos indicam que ecossistemas montanhosos serão os primeiros a sofrer os impactos das mudanças climáticas globais (IPCC, 2007). Nesse caso, os impactos negativos sobre a vegetação promovem equilíbrio dinâmico a favor da mortalidade em relação ao recrutamento de novos indivíduos, aumentando os riscos de extinção de espécies raras e endêmicas, bem como maior tempo para o reestabelecimento da vegetação e dos serviços ecológicos desempenhados pela comunidade (STEVENS et al., 2017). Assim, no atual cenário de ameaça ao Cerrado, que o inclui entre os 35 *hotspot* mundiais de biodiversidade (CARVALHO & FELFILI, 2011), entender a dinâmica da vegetação possibilita fazer inferências sobre as tendências futuras em termos de disponibilidade de recursos naturais e conservação da biodiversidade (STEVENS et al., 2017). Dessa forma, a realização de mais investigações em ambientes rupestres apresenta-se como importante estratégia no sentido de compreender as especificidades dos padrões de dinâmica da vegetação, com vistas à promoção de ações de conservação e manejo direcionadas a essas regiões.

Grande parte da vegetação encontrada no Parque Estadual dos Pireneus (PEP), unidade de proteção integral, é caracterizada como rupestre. As unidades de conservação (UC) tem importância fundamental para conservação de remanescentes de

vegetação nativa do Cerrado (FRANÇOSO et al., 2015) e são adequadas para estudos de monitoramento da biodiversidade a longo prazo. Por isso, desenvolver estudos de dinâmica da vegetação em UC coberta por vegetação rupestre, como é o caso do Parque Estadual dos Pireneus (PEP), representa um avanço. Considerando o pouco conhecimento disponível sobre a dinâmica da vegetação em Cerrado Rupestre e sua importância enquanto áreas endêmicas e prováveis remanescentes de vegetação savânica a não serem ocupados pelo agronegócio no Cerrado, o presente estudo teve por objetivo avaliar a dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea em área de Cerrado Rupestre no período de 12 anos, com uma medição inicial em 2004 e duas remeções em 2009 e 2016. Nossa hipótese é que a vegetação arbustivo-arbórea do Cerrado Rupestre apresenta boa resiliência frente à distúrbios antrópicos moderados e, portanto, apresenta balanço positivo, com taxas de recrutamento e ganhos superando as taxas de mortalidade e perdas, respectivamente.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de Estudo

A descrição da área de estudo é apresentada no Capítulo 1 (item 2).

3.2.2 Amostragem da Vegetação

A descrição da amostragem da vegetação é apresentada no Capítulo 1 (item 2).

3.2.3 Análise dos Dados

Os parâmetros relativos à dinâmica da vegetação arbustivo arbórea ($Db_{30cm} \geq 5$ cm), para a comunidade toda e para as populações mais abundantes, foram calculados com base no número de indivíduos e na área basal, de acordo com Oliveira-Filho et al. (1997). A partir dos dados demográficos de número de indivíduos, foram calculadas as taxas anuais de mortalidade e de recrutamento (SHEIL et al., 1995; 2000), tempos de meia vida e de duplicação (LIEBERMAN et al., 1985), taxa de reposição (*turnover rate*), tempo de reposição (*turnover*) e de estabilidade (KORNING & BALSLEV, 1994). Com base na área basal, foram calculadas as taxas anuais de perdas e de ganhos

(SHEIL et al., 1995; 2000), tempos de meia-vida e de duplicação (LIEBERMAN et al., 1985), taxa de rotatividade (*turnover rate*), tempos de reposição (*turnover*) e de estabilidade (KORNING & BALSLEV, 1994). O tempo de meia vida ($t_{1/2}$) corresponde ao tempo estimado para que a vegetação reduza sua população à metade em função da taxa de mortalidade, ou de perda, de acordo com Oliveira-Filho et al. (1997). Segundo o mesmo autor, o tempo de duplicação (t_2) diz respeito ao período de tempo necessário para a população duplicar seu tamanho em função da taxa de recrutamento ou de ganho. Por sua vez, os tempos de reposição (*turnover*) e de estabilidade são, respectivamente, a média e a diferença entre os tempos de meia vida e de duplicação.

Para melhor apresentação dos resultados, os cálculos das taxas levaram em consideração os intervalos de tempo entre os inventários. O intervalo compreendido entre os anos de 2004 e 2016 foi denominado TG e os intervalos entre levantamentos foram denominados T1 (2004 – 2009) e T2 (2009 – 2016). Para corrigir as tendências causadas pelos intervalos com diferentes amplitudes, 5 e 7 anos, foi aplicado fator de correção para as taxas estimadas para expressar a dinâmica da comunidade (taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho), conforme proposto por Lewis et al. (2004).

Por estarem presentes apenas em 2009, alguns indivíduos registrados na área não foram considerados nas análises do intervalo TG (2004 – 2016), mas apenas nos intervalos menores (T1 ou T2). Para os indivíduos que estiveram presentes em 2004, não encontrados em 2009 e registrados novamente em 2016, foram realizados ajustes a fim de reduzir os erros de amostragem. Nesse caso, na falta de valores de diâmetro e altura total, foram atribuídos valores relativos aos encontrados no inventário anterior. Assim, considerou-se que, para esses indivíduos, não houve acréscimo nem decréscimo em diâmetro e altura.

Para detectar possíveis diferenças significativas entre os valores de mortalidade, recrutamento e taxa anual de reposição (taxa *turnover*) entre os períodos TG, T1 e T2, foi utilizado o teste de Qui-Quadrado (ZAR, 1999).

3.3 RESULTADOS

No período TG houve redução na densidade de indivíduos, de 614 ind.ha⁻¹ em 2004 para 480 ind.ha⁻¹ em 2016, reflexo da taxa de mortalidade (8,47% ano⁻¹) ter sido superior a taxa de recrutamento (6,11% ano⁻¹). Esses altos valores das taxas de mortalidade e de recrutamento indicam dinâmica acelerada da vegetação (taxa de reposição 7,30% ano⁻¹) (Tabela 4).

Avaliando os intervalos menores, observamos que T1 e T2 apresentaram comportamento semelhante, em ambos os períodos houve redução no número de indivíduos. Em T1 a taxa média anual de mortalidade (9,60% ano⁻¹) foi superior a de recrutamento (9,30% ano⁻¹), com reflexo em taxa de reposição acelerada (9,45% ano⁻¹). Em T2 a taxa média anual de mortalidade (9,51% ano⁻¹) também superou a de recrutamento (5,90% ano⁻¹), porém neste período a comunidade apresentou dinâmica menos acelerada (taxa de reposição de 7,70% ano⁻¹).

O número de indivíduos mortos em T1 (219) foi inferior ao observado em T2 (271). Contudo, a taxa de mortalidade em T1 (9,60% ano⁻¹) foi superior à de T2 (9,51% ano⁻¹). Isso pode ser explicado pela diferença de tempo entre os dois períodos avaliados, enquanto o intervalo T1 corresponde ao período de cinco anos, em T2 o intervalo corresponde a sete anos. Portanto, a taxa média anual de mortalidade em T1, por ser inversamente proporcional ao período de tempo considerado, foi maior do que em T2.

Comparando o comportamento observado nos períodos entre levantamentos em relação a todo o período avaliado (TG), houve diferença significativa entre T1 e TG para o número de indivíduos mortos ($\chi^2 = 6,33^{-29}$; $p < 0,05$), mas não houve diferença significativa entre o número de recrutas ($\chi^2 = 0,54$; $p > 0,05$). Na comparação entre T2 e TG houve diferença significativa tanto para o número de indivíduos mortos ($\chi^2 = 1,15^{-10}$; $p < 0,05$), como para o número de recrutas ($\chi^2 = 1,53^{-5}$; $p < 0,05$). Não houve diferença significativa nas taxas de reposição entre T1 e TG e entre T2 e TG.

O mesmo padrão verificado em termos de densidade também ocorreu com relação à área basal. No período TG a taxa média anual de perda (5,16% ano⁻¹) foi superior à de ganho (0,06% ano⁻¹) (Tabela 4). Neste período a dinâmica foi acelerada (taxa de reposição de 5,95% ano⁻¹). Nos intervalos menores foi observado o mesmo padrão

encontrado em TG. Em T1 a taxa média anual de perda (18,64% ano⁻¹) foi superior à de ganho (0,14% ano⁻¹) e a dinâmica da comunidade foi acelerada (taxa de reposição de 16,35% ano⁻¹). Em T2 a taxa média anual de perda (6,01% ano⁻¹) também foi superior à de ganho (0,11% ano⁻¹), porém a comunidade apresentou dinâmica menos acelerada (taxa de reposição de 8,97% ano⁻¹) quando comparada a T1 e TG (Tabela 4). Em termos de área basal, não houve diferenças significativas quanto ao número de mortos, recrutas e taxa de reposição (*turnover*) entre TG e os intervalos menores.

As 12 espécies mais abundantes (Nº de ind. ≥ 15 em todos os anos inventariados) apresentaram comportamento dinâmico variado. A maioria das espécies apresentou taxa média anual de mortalidade superior a de recrutamento, porém com taxas médias anuais de ganho superiores às de perda (Tabela 5). A única exceção foi *Mimosa setocissima* Taub., que apresentou taxa média anual de perda (8,62 % .ano⁻¹) superior à de ganho (6,24 % .ano⁻¹). Algumas espécies apresentaram taxas médias anuais de recrutamento superiores às de mortalidade e taxas médias anuais de ganho superiores às de perda (*e.g.* *Aspidosperma macrocarpon* Mart., *Guapira noxia* (Netto) Lundell, *Miconia burchellii* Triana).

Tabela 4. Parâmetros de dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea ($Db_{30cm} \geq 5$ cm) amostrada em um trecho de Cerrado Rupestre (1,0 ha), no Parque Estadual dos Pireneus – GO, contabilizados para os intervalos T1 (2004 a 2009), T2 (2009 a 2016) e TG (2004 a 2016). Valores seguidos por letras diferentes indicam diferenças significativas entre os períodos, pelo teste Qui-quadrado ($p = 0,05$).

| | T1 | T2 | TG |
|--|--------------------|-------------------|-------------------|
| <i>Número de indivíduos</i> | | | |
| Inicial (ind. ha ⁻¹) | 614 | 605 | 614 |
| Mortos (ind. ha ⁻¹) | 219 ^b | 271 ^b | 355 ^a |
| Sobreviventes (ind. ha ⁻¹) | 395 | 334 | 259 |
| Recrutas (ind. ha ⁻¹) | 210 ^a | 146 ^b | 221 ^a |
| Final (ind. ha ⁻¹) | 605 | 480 | 480 |
| Recrutamento (% ano ⁻¹) | 9,30 | 5,90 | 6,11 |
| Mortalidade (% ano ⁻¹) | 9,60 | 9,51 | 8,47 |
| Reposição N (% ano ⁻¹) | 9,45 ^b | 7,70 ^a | 7,30 ^a |
| <i>Área basal</i> | | | |
| Inicial (m ² ha ⁻¹) | 5,04 | 5,18 | 5,04 |
| Mortos (m ² ha ⁻¹) | 1,11 ^a | 1,58 ^a | 2,17 ^a |
| Sobreviventes (m ² ha ⁻¹) | 3,92 | 3,60 | 2,86 |
| Recrutas (m ² ha ⁻¹) | 0,63 ^a | 0,49 ^a | 0,88 ^a |
| Crescimento (m ² ha ⁻¹) | 0,64 | 0,55 | 0,86 |
| Decremento (m ² ha ⁻¹) | 0,03 | 0,15 | 0,11 |
| Final (m ² ha ⁻¹) | 5,18 | 4,49 | 4,49 |
| Ganho (% ano ⁻¹) | 0,14 | 0,12 | 0,06 |
| Perda (% ano ⁻¹) | 18,64 | 6,01 | 5,16 |
| Reposição N (% ano ⁻¹) | 16,35 ^a | 8,97 ^a | 5,95 ^a |

Tabela 5. Parâmetros de dinâmica das populações arbustivo-arbóreas ($Db_{30cm} \geq 5$ cm) mais abundantes ($N \geq 15$) registradas em um trecho de Cerrado Rupestre (1,0 ha) amostrado no Parque Estadual dos Pireneus – GO, em um período de 2004 a 2016.

| Espécies | Densidade (ind.ha ⁻¹) | | | Número de Indivíduos | | | | Área basal | |
|---|-----------------------------------|------|------|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| | 2004 | 2009 | 2016 | Características | | Taxas (% ano ⁻¹) | | Taxas (% ano ⁻¹) | |
| | | | | Nº Mortos (ind.ha ⁻¹) | Nº Recrutas (ind.ha ⁻¹) | Mortalidade (% ano ⁻¹) | Recrutamento (% ano ⁻¹) | Perda (% ano ⁻¹) | Ganho (% ano ⁻¹) |
| <i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. | 16 | 18 | 18 | 1 | 3 | 0,54 | 1,44 | 0,20 | 2,62 |
| <i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth | 22 | 20 | 18 | 11 | 7 | 5,61 | 2,33 | 3,13 | 7,81 |
| <i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell | 15 | 20 | 27 | 5 | 17 | 3,32 | 6,24 | 2,29 | 8,06 |
| <i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne | 23 | 20 | 19 | 10 | 6 | 4,05 | 2,52 | 1,40 | 7,04 |
| <i>Miconia burchellii</i> Triana | 29 | 39 | 45 | 11 | 27 | 3,90 | 6,10 | 2,96 | 7,64 |
| <i>Miconia ferruginata</i> DC. | 30 | 18 | 16 | 19 | 5 | 8,02 | 1,29 | 4,89 | 6,54 |
| <i>Mimosa setosissima</i> Taub. | 76 | 86 | 26 | 73 | 23 | 23,61 | 2,31 | 8,62 | 6,24 |
| <i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze | 16 | 15 | 9 | 12 | 5 | 7,85 | 2,29 | 3,76 | 5,96 |
| <i>Palicourea rigida</i> Kunth | 16 | 15 | 15 | 12 | 11 | 9,24 | 4,46 | 4,66 | 6,72 |
| <i>Psidium myrsinoides</i> O. Berg | 57 | 61 | 42 | 25 | 10 | 3,11 | 1,36 | 2,21 | 6,23 |
| <i>Schwartzia adamantium</i> Cambess. | 32 | 31 | 28 | 9 | 5 | 2,71 | 1,22 | 1,03 | 5,95 |
| <i>Vellozia squamata</i> Pohl | 74 | 55 | 37 | 49 | 12 | 8,35 | 1,26 | 4,11 | 6,19 |

3.5 DISCUSSÃO

Os parâmetros de dinâmica sugerem que, em 12 anos, embora a comunidade tenha sofrido flutuações entre mortalidade e recrutamento, as taxas de mortalidade e de perda superiores às de recrutamento e ganho, respectivamente, indicam que os distúrbios ocorridos na área repercutiram de forma negativa sobre a densidade e a biomassa arbórea da comunidade. Observa-se que a influência dos distúrbios foi maior em termos de número de indivíduos do que em área basal. Alguns estudos sugerem que, após a passagem do fogo, ocorre maior mortalidade em indivíduos de menor porte, o que provoca alterações mais significativas em termos de densidade e pouco representativas em termos de biomassa (HOFFMANN & SOLBRIG, 2003; FIEDLER et al., 2004; MEDEIROS & MIRANDA, 2005; RIBEIRO et al., 2012, GOMES et al., 2016). Enquanto padrões de balanço positivo são encontrados, geralmente, em áreas que não sofreram perturbações recentes (HENRIQUES & HAY, 2002; ROITMAN et al., 2008; MEWS et al., 2011), o balanço negativo, encontrado no presente estudo, sinaliza que a vegetação arbustivo-arbórea do Cerrado Rupestre no PEP encontra-se, ainda, em processo de transição pós distúrbio. Distúrbios estes relacionados à passagem do fogo em 2004, 2010 e 2015, além da presença de gado bovino e queino no interior do Parque.

Embora haja limitações para comparação dos índices de mortalidade e de recrutamento entre diferentes estudos, visto que poucos trabalhos sobre dinâmica da vegetação em Cerrado Rupestre (CR) foram realizados até o momento, além das diferenças relacionadas à metodologia, em TG a taxa de mortalidade ($8,47\% \text{ ano}^{-1}$) foi maior e a taxa de recrutamento foi menor ($6,11\% \text{ ano}^{-1}$) do que o registrado em outro CR avaliado três anos após a passagem do fogo em Mato Grosso (GOMES et al., 2014; 2016). Por outro lado, em 12 anos as taxas de perda e de ganho foram consideravelmente menores do que as registradas em CR nos trabalhos de Gomes et al., (2014; 2016). Além disso, a comunidade de CR avaliada no presente estudo apresenta dinâmica mais acelerada, sendo também mais instável quando comparada à comunidade de CR avaliada por Gomes et al. (2014; 2016). Segundo Corrêa & Van Den Berg (2002), quando há superação da taxa de recrutamento em relação à de mortalidade, ocorre taxa de mudança positiva para as populações e, portanto, equilíbrio dinâmico em relação à recomposição da comunidade. Essas comparações sugerem que, devido à alta instabilidade aliada à taxa de mudança negativa, o Cerrado Rupestre no PEP demonstra

estar em desequilíbrio dinâmico, possivelmente, em razão dos frequentes distúrbios ocorridos na área.

A análise de dados da dinâmica da vegetação em intervalos menores possibilita interpretações que não ficaram evidentes em intervalos mais amplos (FELFILI et al., 2000). Assim, o balanço negativo tanto em T1 como em T2 sugere que a vegetação lenhosa do CR no PEP, embora resiliente, foi submetida a queimadas de intensidade e frequência tais cujos efeitos resultaram em superação da mortalidade sobre o recrutamento de indivíduos. Ademais, nesse período as perdas em área basal foram maiores que os ganhos, indicando que tanto a frequência como a intensidade do fogo são fatores importantes para a compreensão das alterações na estrutura da vegetação, conforme sugerido por Hoffmann & Moreira (2002). Para a comunidade, em todos os intervalos avaliados as taxas de perda foram mais elevadas do que as de ganho, sugerindo que a frequência das queimadas pode ter dificultado o crescimento de indivíduos pequenos, mais susceptíveis à mortalidade (MIRANDA et al., 1996), bem como dos indivíduos maiores, em processo conhecido como “topkill”, em que ocorre a mortalidade da copa ou da biomassa aérea (HOFFMANN et al., 2009). Com isso, as plantas tendem a investir suas reservas na recomposição da copa, o que limita seu crescimento diamétrico (HOFFMANN & SOLBRIG, 2003).

O padrão de dinâmica verificado para as populações mais abundantes foi diferente do padrão encontrado para a comunidade e corrobora com a ideia sobre a maior influência do fogo em indivíduos de menor porte (HOFFMANN & SOLBRIG, 2003). Embora a maioria dessas espécies tenham apresentado taxas de mortalidade superiores às de recrutamento, houve superação das taxas de ganho sobre as de perda, indicando incremento diamétrico para essas populações e alta capacidade de recuperação (resistência ao distúrbio). Aquino et al. (2007) observaram que pode ocorrer manutenção das características estruturais em espécies de reduzido recrutamento quando tais espécies apresentam elevada sobrevivência. Assim, na comunidade estudada, a estrutura das populações mais importantes foi mantida, já que houve acúmulo de biomassa para a comunidade como um todo e poucas variações demográficas.

As savanas são relativamente estáveis em termos de resiliência em relação a distúrbios como fogo, seca e herbivoria (ARCHER et al., 1996) e suas espécies são

resistentes a esses distúrbios (SATO & MIRANDA, 1996; MEDEIROS & MIRANDA, 2005; LIBANO & FELFILI, 2006; AQUINO et al., 2007). Contudo, fatores antropogênicos, como a pecuária extensiva, o turismo descontrolado, episódios frequentes e intensos de queimadas e entrada de espécies invasoras são ainda elementos que impedem a conservação desses ecossistemas (BARBOSA et al., 2010; HILÁRIO et al., 2011) e podem atuar sinergicamente com as mudanças climáticas, causando resultados imprevisíveis para a biodiversidade (FERNANDES et al., 2014). Por isso, estudos com enfoque na ecologia das espécies, como fenologia, frutificação e sensibilidade ao fogo poderão contribuir para o entendimento da dinâmica da vegetação do Cerrado Rupestre.

A hipótese de que a vegetação arbustivo-arbórea do Cerrado Rupestre apresenta boa capacidade de resiliência frente à influência de distúrbios antrópicos e, portanto, apresenta balanço positivo, com taxas de recrutamento e de ganho superiores as taxas de mortalidade e de perda, respectivamente, não foi corroborada. Em 12 anos houve balanço negativo, com taxas de mortalidade e de perda superiores as de recrutamento e ganho. Entretanto, a capacidade de resiliência da vegetação lenhosa permaneceu ao longo do tempo, uma vez que, em meio às condições naturalmente restritivas dos ambientes rupestres (NEGREIROS et al., 2014) e aos três registros de incêndios no PEP, a vegetação arbustivo-arbórea se mostrou relativamente estável.

Assim, é possível concluir que, embora a vegetação do Cerrado sentido restrito apresente alta resiliência a distúrbios, como o fogo (SATO & MIRANDA, 1996; LIBANO & FELFILI, 2006), a intensificação desse fator pode acarretar danos em longo prazo sobre a composição de espécies arbustivo-arbóreas (Capítulo 1) e sobre a estrutura da vegetação, podendo alterar de maneira expressiva a dinâmica da comunidade em ambiente restritivo, como o Cerrado Rupestre. Nesse sentido, se faz necessário que as políticas de conservação tenham direcionamento estratégico aos ambientes rupestres devido à sua riqueza particular em espécies e a sua vulnerabilidade frente às mudanças climáticas e ações antropogênicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, T. A. L., PINTO, J. R. R. & MEWS, H. A. (2014). Variations in richness and tree species diversity within 14 years in a valley forest, Mato Grosso, Brazil. *Rodriguésia*, 65(1), 73-88.
- ALMEIDA, R. F., FAGG, C. W., DE OLIVEIRA, M. C., MUNHOZ, C. B. R., DE LIMA, A. S. & DE OLIVEIRA, L. S. B. (2014). Mudanças florísticas e estruturais no cerrado sensu stricto ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. *Rodriguésia-Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro*, 65(1), 001-019.
- AQUINO, F. D. G., WALTER, B. M. T. & RIBEIRO, J. F. (2007). Woody community dynamics in two fragments of " cerrado" stricto sensu over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 30(1), 113-121.
- ARCHER, S., COUGHENOUR, M., DALL'AGLIO, C., FERNANDEZ, G. W., HAY, J., HOFFMANN, W., KLINK, C., SILVA, J. S. & SOLBRIG, O. T. (1996). Savanna biodiversity and ecosystem properties. In *Biodiversity and savanna ecosystem processes* (pp. 207-215). Springer Berlin Heidelberg.
- BARBOSA, N. P., FERNANDES, G. W., CARNEIRO, M. A. & JÚNIOR, L. A. (2010). Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). *Biological Invasions*, 12(11), 3745-3755.
- CARVALHO, F. A. & FELFILI, J. M. (2011). Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. *Acta Botanica Brasilica*, 25(1), 203-214.
- CARVALHO, F. M., DE MARCO, P., & FERREIRA, L. G. (2009). The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, 142(7), 1392-1403.
- CORRÊA, B.S. & VAN DEN BERG, E. 2002. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. *Cerne* 8(1): 01-12.

- EGLER, F. E. (1954). Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development with 2 figs. *Plant Ecology*, 4(6), 412-417.
- FELFILI, J. M., SOUSA-SILVA, J. C. & SCARIOT, A. (2005). Biodiversidade, ecologia e conservação do Cerrado: avanços no conhecimento. *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília, DF: MMA, 27-44.
- FELFILI, J. M., REZENDE, A. V., JÚNIOR, M. C. D. S. & SILVA, M. A. (2000). Changes in the floristic composition of cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology*, 16(4), 579-590.
- FERNANDES, G. W., BARBOSA, N. P., NEGREIROS, D. & PAGLIA, A. P. (2014). Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. *Natureza & Conservação*, 12(2), 162-165.
- FIEDLER, N. C., REZENDE, A. V. & VENTUROILI, F. (2004). Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado sensu stricto na fazenda Água Limpa-DF. *Revista Árvore*, 28(1).
- FRANÇOSO, R. D., BRANDÃO, R., NOGUEIRA, C. C., SALMONA, Y. B., MACHADO, R. B. & COLLI, G. R. (2015). Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado biodiversity hotspot. *Natureza & Conservação*, 13(1), 35-40.
- GOMES, L., MARACAHIPES, L., MARIMON, B. S., REIS, S. M., ELIAS, F., MARACAHIPES-SANTOS, L., MARIMON-JUNIOR, B. H. & LENZA, E. (2014). Post-fire recovery of savanna vegetation from rocky outcrops. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 209(3), 201-208.
- GOMES, L., MARACAHIPES, L., REIS, S. M., MARIMON, B. S., MARIMON-JUNIOR, B. H. & LENZA, E. (2016). Dynamics of the woody vegetation of two areas of Cerrado sensu stricto located on different substrates. *Rodriguésia*, 67(4), 859-870.
- HENRIQUES, R. P., & HAY, J. D. (2002). Patterns and dynamics of plant populations. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press, New York, 140-15.
- HILÁRIO, R. R., CASTRO, S. A. B., KER, F. T. O. & FERNANDES, G. (2011). Unexpected effects of pigeon-peas (*Cajanus cajan*) in the restoration of rupestrian fields. *Planta daninha*, 29(4), 717-723.

- HOFFMANN, W. A. & MOREIRA, A. G. (2002). The role of fire in population dynamics of woody plants. *The Cerrados of Brazil. Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*, 159-177.
- HOFFMANN, W. A. & SOLBRIG, O. T. (2003). The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *Forest ecology and management*, 180(1), 273-286.
- HOFFMANN, W. A., ADASME, R., HARIDASAN, M., T DE CARVALHO, M., GEIGER, E. L., PEREIRA, M. A., GOTSCH, S. G. & FRANCO, A. C. (2009). Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology*, 90(5), 1326-1337.
- KNUCKEY, C. G., VAN ETTEN, E. J. & DOHERTY, T. S. (2016). Effects of long-term fire exclusion and frequent fire on plant community composition: A case study from semi-arid shrublands. *Austral Ecology*, 41(8), 964-975.
- KORNING, J. & BALSLEV, H. (1994). Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, 10(02), 151-166.
- LEWIS, S. L., PHILLIPS, O. L., BAKER, T. R., LLOYD, J., MALHI, Y., ALMEIDA, S., HIGUCHI, N., LAURANCE, W. F., NEILL, D. A., SILVA, J. N. M., TERBORGH, J., TORRES LEZAMA, A., VÁSQUEZ MARTINEZ, R., BROWN, S., CHAVE, J., KUEBLER, C., NÚÑEZ VARGAS, P., VINCETI, B. (2004). Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 359(1443), 421-436.
- LIBANO, A. M. & FELFILI, J. M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado sensu stricto do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta Botanica Brasilica* 20: 927-936.
- LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M., PERALTA, R. & HARTSHORN, S. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *J. Ecol.* 73:915-924.
- LIMA, E.S.; LIMA, H.S. & RATTER, J.A. 2009. Mudanças pós-fogo na estrutura e composição da vegetação lenhosa em um cerrado mesotrófico no período de cinco anos (1997-2002) em Nova Xavantina – MT. *Cerne* 15: 468-480.
- MEDEIROS, M. B. & FIEDLER, N. C. (2011). Heterogeneidade de ecossistemas, modelos de desequilíbrio e distúrbios. *Biodiversidade Brasileira*, (2), 4-11.

- MEDEIROS, M. D. & 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.
- MEWS, H. A., MARIMON, B. S., MARACAHIPES, L., FRAN CZAK, D. D. & MARIMON-JUNIOR, B. H. (2011). Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1), 73-82.
- MEWS, H. A., PINTO, J. R. R., EISENLOHR, P. V. & LENZA, E. (2014). Does size matter? Conservation implications of differing woody population sizes with equivalent occurrence and diversity of species for threatened savanna habitats. *Biodiversity and conservation*, 23(5), 1119-1131.
- MIRANDA, S. C., DA SILVA JÚNIOR, M. C. & SALLES, L. A. (2015). A comunidade lenhosa de cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. *Heringeriana*, 1(1), 43-53.
- MIRANDA, H. S., SATO, M. N., NETO, W. N. & AIRES, F. S. (2009). Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. In *Tropical Fire Ecology* (pp. 427-450). Springer Berlin Heidelberg.
- MIRANDA, H.S.; ROCHA E SILVA, E.P. & MIRANDA, A.C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. Pp. 1-10. In: H.S. Miranda; B.F.S. Dias & C.H. Saito (orgs.). *Impacto de Queimadas em Área de Cerrado e Restinga*. Brasília, ECL/Universidade de Brasília.
- NEGREIROS, D., LE STRADIC, S., FERNANDES, G. W. & RENNÓ, H. C. (2014). CSR analysis of plant functional types in highly diverse tropical grasslands of harsh environments. *Plant ecology*, 215(4), 379-388.
- OLIVEIRA, R. B. & GODOY, S. A. P. de (2007). Composição florística dos afloramentos rochosos do Morro do Forno, Altinópolis, São Paulo. *Biota Neotropica*, 7(2).
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., DE MELLO, J. M., & SCOLFORO, J. R. S. (1997). Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987–1992). *Plant Ecology*, 131(1), 45-66.
- PICKETT, S. T., CADENASSO, M. L. & MEINERS, S. J. (2005). Vegetation dynamics. *Vegetation ecology*, 172-198.

- PINTO, J. R. R. 2002. Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no parque nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. Tese de doutorado, departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, DF.
- PINTO, J. R. R., OLIVEIRA, E. L. & PINTO, A. D. S. (2009). Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. *Revista Brasileira de Botânica* 32(1): 23 – 32.
- REES, M., CONDIT, R., CRAWLEY, M., PACALA, S. & TILMAN, D. (2001). Long-term studies of vegetation dynamics. *Science*, 293(5530), 650-655.
- RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In *Cerrado: ecologia e flora* (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, (Eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina. p.151 -212.
- RIBEIRO, M. N., SANCHEZ, M., PEDRONI, F. & PEIXOTO, K. S. (2012). Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. *Acta Botanica Brasilica*, 26(1), 203-217.
- ROITMAN, I.; FELFILI, J. M. & REZENDE, A. V. 2008. Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecology* 197: 255-267.
- ROMERO, R. & MARTINS, A.B. 2002. Melastomataceae do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 25:19-24.
- ROMME, W. H., WHITBY, T. G., TINKER, D. B. & TURNER, M. G. (2016). Deterministic and stochastic processes lead to divergence in plant communities 25 years after the 1988 Yellowstone fires. *Ecological Monographs*, 86(3), 327-351.
- SANTOS, T. R. R., PINTO, J. R. R. & LENZA, E. (2012). Floristic relationships of the woody component in rocky outcrops savanna areas in Central Brazil. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 207(7), 541-550.
- SATO, M.N. & MIRANDA, H.S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado sensu stricto submetidos a diferentes regimes de queima. Pp. 102-111. In: Miranda, H.S.; Saito, C.H. & Dias, B.F.S. (Eds.). *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga*. Brasília, Universidade de Brasília.
- SHEIL, D., JENNINGS, S. & SAVILL, P. (2000). Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 16(6), 865-882.
- SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P. & ALDER, D. (1995). The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology* 83(1): 331-333.

- STEVENS, N., LEHMANN, C. E., MURPHY, B. P. & DURIGAN, G. (2017). Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Global change biology*, 23(1), 235-244.
- STEVENS, N., LEHMANN, C. E., MURPHY, B. P. & DURIGAN, G. (2017). Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Global change biology*, 23(1), 235-244.
- STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA-FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B. & BALMFORD, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* 1, 99.
- ZAR, J. H. (1999). *Biostatistical Analyses*—Prentice-Hall. Inc., Upper Saddle River, New Jersey.