



**IMPLICAÇÕES DO DESMATAMENTO E USO DO SOLO NA
RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA LENHOSA ACIMA DO SOLO
EM AMBIENTE SAVÂNICO - MAIS DE DUAS DÉCADAS DE
MONITORAMENTO**

ROBERTA FRANCO PEREIRA DE QUEIROZ

**TESE DE DOUTORADO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UNB
FACULDADE DE TECNOLOGIA – FT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL – EFL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**IMPLICAÇÕES DO DESMATAMENTO E USO DO SOLO NA
RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA LENHOSA ACIMA DO SOLO
EM AMBIENTE SAVÂNICO - MAIS DE DUAS DÉCADAS DE
MONITORAMENTO**

ROBERTA FRANCO PEREIRA DE QUEIROZ

Matrícula: 19/0005921

Orientadora: Prof. Dra. Alba Valéria Rezende
Co-orientador: Dr. Marcus Vinício Neves d'Oliveira

**Brasília
2023**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UNB
FACULDADE DE TECNOLOGIA – FT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL – EFL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**IMPLICAÇÕES DO DESMATAMENTO E USO DO SOLO NA
RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA LENHOSA ACIMA DO SOLO EM
AMBIENTE SAVÂNICO - MAIS DE DUAS DÉCADAS DE
MONITORAMENTO**

ROBERTA FRANCO PEREIRA DE QUEIROZ

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS DO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL, DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR.

APROVADA POR:

Prof^ª. Dra. ALBA VALÉRIA REZENDE
Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB - Orientadora

Prof. Dr. MARCUS VINICIO NEVES D'OLIVEIRA
EMBRAPA Acre – Co-orientador

Prof. Dr. RENATO VINÍCIUS OLIVEIRA CASTRO
Universidade Federal de São João del Rei - UFSJ
Examinador Interno

Dra. FABIANA DE GOIS AQUINO
EMBRAPA – CPAC
Examinadora Externa

Prof^ª. Dra. BEATRIZ SCHWANTES MARIMON
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Examinadora Externa

Brasília, 15 de setembro de 2023

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

QQ3i Queiroz, Roberta Franco Pereira de
Implicações do desmatamento e uso do solo na recuperação da biomassa lenhosa acima do solo em ambiente savânico - mais de duas décadas de monitoramento / Roberta Franco Pereira de Queiroz; orientador Alba Valéria Rezende; co-orientador Marcus Vinício Neves D'Oliveira. -- Brasília, 2023.
122 p.

Tese(Doutorado em Ciências Florestais) -- Universidade de Brasília, 2023.

1. Cerrado. 2. sensoriamento remoto. 3. estoque de carbono. 4. regeneração natural. 5. distúrbios antrópicos. I. Rezende, Alba Valéria, orient. II. D'Oliveira, Marcus Vinício Neves, co-orient. III. Título.

"Estamos nos construindo na luta para florescer amanhã como uma nova civilização, mestiça e tropical, orgulhosa de si mesma. Mais alegre, porque mais sofrida. Melhor, porque incorpora em si mais humanidades. Mais generosa, porque aberta à convivência com todas as raças e todas as culturas e porque assentada na mais bela e luminosa província da terra."

Darcy Ribeiro em 'O Povo Brasileiro'

Ao povo brasileiro,
presente e futuras gerações,
herdeiros da biodiversidade brasileira e responsáveis pela
sua conservação

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos que me permitiu dedicação exclusiva a esta pesquisa.

À Universidade de Brasília, ao Departamento de Engenharia Florestal, e à Fazenda Experimental Água Limpa (FAL), na figura de professores, técnicos, funcionários, pesquisadores e estudantes, que tanto me ensinaram, orientaram, ajudaram e socorreram.

Ao Instituto Brasília Ambiental (IBRAM) e à equipe de gestão da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) por autorizarem a pesquisa, abrirem os portões e acolherem nossa equipe durante a coleta de campo na ESECAE.

À minha orientadora, Alba Valéria, pela orientação, resiliência e preciosos ensinamentos. Muito obrigada por compartilhar comigo os resultados de tantos anos dedicados ao monitoramento da vegetação do Cerrado.

Ao meu co-orientador, Marcus Vinicio, pela confiança, disponibilidade constante, paciência e orientação.

Aos meus colegas de pós-graduação, por todos os perrengues passados juntos e por terem me inspirado cada qual através de sua persistência. Agradecimentos especiais a Paola Aires, pela companhia nas idas inacabáveis em campo, e também pela parceria e amizade construídas; Hallefy Junio pelo apoio e paciência nas disciplinas, pelo auxílio na análise dos meus dados e pela disponibilidade em discutir minhas dúvidas; a Sarah Neri, por compartilhar comigo risos de nervoso, seus conhecimentos e experiências; e a todos colegas que me auxiliaram nas coletas em campo, Matheus, Thiago, Laura, Kennedy, Danilo e Ramon.

Um agradecimento gigantesco a Sr Sebastião, funcionário da FAL, por ter sido meu braço direito e esquerdo em toda a coleta de campo, e por ter me ensinado muito com sua resiliência e bom humor.

Às diferentes gerações de estudantes e pesquisadores que me precederam, que foram primordiais no estabelecimento das parcelas permanentes, na coleta de dados em diferentes inventários florestais, e que contribuíram para a construção e crescimento do banco de dados utilizado nesta pesquisa.

Aos meus chefes, colegas e amigos do Núcleo de Gestão Integrada ICMBio Carajás, que me acolheram em Parauapebas na reta final desta pesquisa, sempre com muita compreensão, paciência e motivação.

A toda minha família brasileira, da Asa Norte a Taguatinga, por todo o carinho comigo e com meu propósito. Obrigada por viabilizarem toda minha logística na cidade, me transportando, alimentando, abrigando e acolhendo em todos os meus momentos.

A todos meus amigos e amores, que acompanharam esse meu processo de algum jeito ou em algum momento, e cujos nomes excederiam este humilde espaço, agradeço pelo apoio, presença e afeto.

Aos meus pais, pela confiança e amor inabaláveis.

MUITO OBRIGADA!

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO E OBJETIVOS.....	23
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	23
2. OBJETIVOS.....	26
2.1. Objetivo geral.....	26
2.2. Objetivos específicos.....	27
3. REFERENCIAS.....	27
CAPÍTULO 1.....	30
IMPLICAÇÕES DA CONVERSÃO DO USO DO SOLO PARA AGROPECUÁRIA NA FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO LENHOSA DE SAVANAS, EM 33 ANOS DE PROTEÇÃO.....	30
RESUMO.....	30
ABSTRACT.....	31
1. INTRODUÇÃO.....	32
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	35
2.1. Área de estudo.....	35
2.2. Coleta de dados.....	39
2.3. Riqueza e Diversidade florística.....	41
2.4. Estrutura horizontal da vegetação.....	41
3. RESULTADOS.....	43
3.1. Cerrado antropizado.....	43
3.2. Cerrado preservado.....	47
4. DISCUSSÃO.....	51
5. CONCLUSÕES.....	56
6. APÊNDICES.....	45
7. REFERÊNCIAS.....	51
CAPÍTULO 2.....	58
DINÂMICA DA VEGETAÇÃO LENHOSA DE UMA SAVANA TROPICAL SECUNDÁRIA APÓS 33 ANOS DE REGENERAÇÃO.....	58
RESUMO.....	58
ABSTRACT.....	59
1. INTRODUÇÃO.....	60
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	63
2.1. Áreas de Estudo.....	63
2.2. Coleta de dados.....	64

2.3. Dinâmica da vegetação	65
3. RESULTADOS	69
3.1. Cerrado antropizado	69
3.2. Cerrado preservado	73
4. DISCUSSÃO	76
5. CONCLUSÕES	80
6. APÊNDICES	81
7. REFERÊNCIAS	85
 CAPÍTULO 3	 91
 ESTIMATION OF ABOVEGROUND BIOMASS STOCK IN TROPICAL SAVANNAS USING PHOTOGRAMMETRIC IMAGING	 91
1. Introduction	92
2. Materials and Methods	95
2.1. Study Areas.....	95
2.2. Forest Inventory	96
2.3. Aboveground Estimates (AGB).....	97
2.4. Overflight with Remotely Piloted Aircraft (RPA)	97
2.5. Digital Terrain Model (DTM) Validation	98
2.6. Adjustment and Validation of the Mathematical Model	98
3. Results	100
3.1. Digital Terrain Model (DTM) Validation	100
3.2. Forest Inventories.....	101
3.3. AGB Model Selection	102
4. Discussion	105
5. Conclusions	108
References	109
 CONSIDERAÇÕES FINAIS	 113
REFLEXÕES PARA O MANEJO DE ÁREAS EM RECUPERAÇÃO DO CERRADO	113
REFEFRENCIAS	116

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1: Localização dos sítios amostrados de cerrado *sensu stricto* no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), Distrito Federal, Brasil.35
- Figura 2: Imagens da área de cerrado *sensu stricto* antropizado, em regeneração desde 1988, evidenciando o domínio de gramíneas exóticas invasoras, no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal, Brasil.38
- Figura 3: Imagens do sítio de cerrado *sensu stricto* preservado, sem histórico de uso do solo, no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal, Brasil.....39
- Figura 4: Localização das parcelas permanentes amostradas nos sítios de cerrado *sensu stricto* no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal, Brasil.....40
- Figura 5: Densidade de indivíduos (ind ha^{-1}) e área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) em 23 anos de monitoramento de uma comunidade lenhosa antropizada de cerrado *sensu stricto* na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal, Brasil.....45
- Figura 6: Distribuição de indivíduos (A) e estoque de carbono (B), por classe de diâmetro e por ano de monitoramento, de uma comunidade lenhosa antropizada de cerrado *sensu stricto* na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal, Brasil.46
- Figura 7: Distribuição de estoque de carbono (Mg ha^{-1}) das espécies com densidade de indivíduos maior ou igual à densidade média de indivíduos da comunidade lenhosa, nos anos monitorados em cerrado *sensu stricto* antropizado na Estação Ecológica de Águas Emendada no Distrito Federal, Brasil.....47
- Figura 8: Densidade de indivíduos (ind ha^{-1}) e área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) em 13 anos de monitoramento de uma comunidade lenhosa preservada de cerrado *sensu stricto* na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal, Brasil.....48
- Figura 9: Distribuição de fustes (A) e estoque de carbono (B), por classe de diâmetro e por ano de monitoramento, de uma comunidade lenhosa preservada de cerrado *sensu stricto* preservado na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal, Brasil.49
- Figura 10: Distribuição de estoque de carbono (Mg ha^{-1}) das espécies com densidade de indivíduos maior ou igual à densidade média da comunidade lenhosa, registrado nos três períodos de monitoramento do cerrado *sensu stricto* preservado na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal, Brasil.51

CAPÍTULO 2

- Figura 1: Localização dos sítios amostrados de cerrado *sensu stricto* no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), Distrito Federal, Brasil. Elaborado pela Autora...64
- Figura 2: Vista em campo do A) sítio de cerrado *sensu stricto* preservado, utilizado como ecossistema de referência, e do B) sítio de cerrado *sensu stricto* antropizado, em regeneração desde 1988, evidenciando o domínio de gramíneas exóticas invasoras, no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal, Brasil. Imagens da Autora.65
- Figura 3: Densidade de indivíduos lenhosos (ind ha^{-1}) mortos (DA Mortas) e recrutados (DA Recrutadas), e taxas de mortalidade ($\% \text{ano}^{-1}$), recrutamento ($\% \text{ano}^{-1}$) e turnover ($\% \text{ano}^{-1}$), registrados ao longo de seis períodos de monitoramento em área de cerrado *sensu stricto* antropizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.....70
- Figura 4: Mudança líquida em área basal ($\% \text{ano}^{-1}$) e incremento periódico médio anual em diâmetro (IPA_{Db}), em cm ano^{-1} , registrados em cinco períodos de monitoramento em área de

cerrado <i>sensu stricto</i> antropizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.	71
Figura 5: Mudanças no estoque de carbono (Mg ha^{-1}) do estrato arbóreo-arbustivo registradas em seis períodos de monitoramento em área de cerrado <i>sensu stricto</i> antropizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.	72
Figura 6: Densidade de indivíduos lenhosos (ind ha^{-1}) mortos (DA Mortas) e recrutados (DA Recrutas), e taxas de mortalidade ($\% \text{ ano}^{-1}$), recrutamento ($\% \text{ ano}^{-1}$) e turnover ($\% \text{ ano}^{-1}$), registrados ao longo de três períodos de monitoramento em área de cerrado <i>sensu stricto</i> preservado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.	74
Figura 7: Valores de mudança líquida em área basal ($\% \text{ ano}^{-1}$) e incremento periódico anual (IPA) em diâmetro (cm ano^{-1}) registrados em dois períodos de monitoramento em cerrado <i>sensu stricto</i> preservado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.	75
Figura 8: Mudanças no estoque de carbono (Mg ha^{-1}) do estrato arbóreo-arbustivo registradas em três períodos de monitoramento em área de cerrado <i>sensu stricto</i> preservado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.	76

CAPÍTULO 3

Figure 1. Location of the study areas of cerrado <i>sensu stricto</i> in the Federal District, Brazil. ...	95
Figure 2. Field view of the cerrado <i>sensu stricto</i> sites sampled in the Federal District, Brazil, namely: (a) experimental area in the Água Limpa experimental farm (FAL); (b) anthropized area in ESECAE; (c) preserved area in the ESECAE unit.....	96
Figure 3. Methodology of the workflow used in the current study for modeling and mapping AGB in three areas of cerrado <i>sensu stricto</i> in the Federal District.	100
Figure 4. Correlation of the altimetric values, captured at ground control points (GCP) with TechGeo Zenite GPS (II), and with the digital terrain model (DTM) generated via the photogrammetry of digital images captured with RPA, at three cerrado <i>sensu stricto</i> sites in the Federal District.	101
Figure 5. (a) Observed AGB and estimated AGB values using the photogrammetric model; (b) individual density, as observed in the plots in the three areas of cerrado <i>sensu stricto</i> in the Federal District.....	102
Figure 6. Predicted versus observed AGB values in the studied areas of cerrado <i>sensu stricto</i> in the Federal District. Y represents AGB (Mg ha^{-1}); Hp10 and Hp95 are metrics taken using photogrammetric images, referring to height at the 10th percentile position and to height at the 95th percentile position, respectively.....	103
Figure 7. Observed AGB versus percentage residuals, obtained via the AGB model (Mg ha^{-1}) using photogrammetric metrics, for the tree and shrub stratum of three sites of cerrado <i>sensu stricto</i> in the Federal District.	104
Figure 8. Aerophotogrammetrics, AGB distribution maps, and mapped values for the mean and total AGB of the three sites of cerrado <i>sensu stricto</i> , at different stages of succession, in the Federal District: (a) secondary cerrado <i>sensu stricto</i> at the Água Limpa experimental farm (FAL); (b) anthropized cerrado <i>sensu stricto</i> at Águas Emendadas Ecological Station (ESECAE); (c) preserved cerrado <i>sensu stricto</i> at ESECAE.....	105

LISTA DE APÊNDICES

CAPÍTULO 1

Apêndice 6.1: Densidade de indivíduos, estoques de área basal, carbono aéreo, riqueza e índices de diversidade, registrados no componente lenhoso arbóreo-arbustivo em área de cerrado *sensu stricto antropizado* na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Valores seguidos da mesma letra nas linhas não diferem significativamente entre os períodos monitorados pelo teste t ou teste de Wilcoxon (negrito) para amostras pareadas ($\alpha = 0,05$). Variáveis com (*) indicam diferença significativa com a área preservada pelo teste de Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$).....45

Apêndice 6.2. Famílias e espécies lenhosas, com respectivos valores de densidade de indivíduos (ind ha^{-1}) e Índice de Valor de Importância (%), registrados em cada ano monitorado na área de cerrado *sensu stricto antropizado* da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Espécies dispostas em ordem alfabética. Em negrito, as espécies de maior IVI em 2021, que representam cerca de 50% de IVI total.....46

Apêndice 6.3: Densidade de indivíduos, estoques de área basal, carbono aéreo, riqueza de espécies e índices de diversidade registrados no componente lenhoso arbóreo-arbustivo em área de cerrado *sensu stricto preservado* na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Valores seguidos da mesma letra nas linhas não diferem significativamente entre os períodos monitorados pelo teste t ou teste de Wilcoxon (negrito) para amostras pareadas ($\alpha = 0,05$). Variáveis com (*) indicam diferença significativa com a área antropizada, pelo teste de Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$).....47

Apêndice 6.4: Famílias e espécies lenhosas, com respectivos valores de densidade de indivíduos (ind ha^{-1}) e Índice de Valor de Importância (%), registrados em cada ano monitorado, na área de cerrado *sensu stricto preservado* da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Espécies dispostas em ordem alfabética. Em negrito, as espécies de maior IVI em 2021, que representam cerca de 50% do IVI total.48

CAPÍTULO 2

Apêndice 6.1: Dinâmica de indivíduos e dos estoques em área basal e carbono ao longo de 23 anos de monitoramento do componente lenhoso arbóreo-arbustivo em área de cerrado *sensu stricto antropizado* na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Valores seguidos da mesma letra nas linhas não diferem significativamente entre os períodos monitorados pelo teste t ou teste de Wilcoxon (negrito) para amostras pareadas ($\alpha = 0,05$).81

Apêndice 6.2: Dinâmica de indivíduos, e dos estoques em área basal e carbono ao longo de 13 anos de monitoramento do componente lenhoso arbóreo-arbustivo em área de cerrado *sensu stricto preservado* na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Valores seguidos de mesma letra nas linhas não diferem significativamente entre os períodos monitorados pelo teste t ou teste de Wilcoxon (negrito) para amostras pareadas ($\alpha = 0,05$).83

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 3

Table 1. Summarized data collected from the forest inventory at three cerrado sensu stricto sites in the Federal District, Brazil.	97
Table 2. Metrics taken from the digital images captured with remotely piloted aircraft, obtained with photogrammetry techniques, and used for modeling aboveground tree biomass in the Cerrado areas of the Federal District.	99
Table 3. Descriptive statistics of the AGB and density of woody vegetation (shrub and tree) sampled during forest inventory in three areas of cerrado sensu stricto in the Federal District (n = 37).	101

RESUMO

O Cerrado é a maior savana das Américas e a mais biodiversa do mundo. No entanto, o bioma está no centro da expansão antrópica brasileira e 52% da área já antropizada do Cerrado é utilizada para pastagem. Atualmente, a conservação do bioma depende da conservação de remanescentes nativos e da restauração em larga escala. A taxa com que a vegetação savânica do Cerrado se recupera após usos agropecuários, como essas taxas variam, e qual a sua capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos equivalentes à vegetação preservada ainda são informações incertas e inconsistentes. Além disso, o aprimoramento de técnicas e ferramentas que otimizem estimativas e obtenção de variáveis de interesse na vegetação savânica do Cerrado é essencial para um melhor monitoramento e manejo das áreas remanescentes ou em restauração. Dessa forma, este trabalho buscou avaliar a resiliência do estrato lenhoso arbóreo-arbustivo de um cerrado *sensu stricto* antropizado que está em regeneração natural a mais de três décadas, comparando-o a um ecossistema de referência. A pesquisa avaliou as mudanças florísticas e estruturais das áreas de estudo (Capítulo 1), a dinâmica de indivíduos e dos estoques em área basal e carbono da vegetação (Capítulo 2), e modelou o estoque de biomassa lenhosa em sítios de cerrado *sensu stricto*, utilizando imagens capturadas com Aeronave Remotamente Pilotada e técnica de fotogrametria de imagens (Capítulo 3). No Capítulo 1 e 2, as áreas de pesquisa inserem-se na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal. O cerrado antropizado tem histórico de uso com pastagem para bovinocultura (1976-1980) e cultura de soja (1980-1987). Em 1988 a área foi integrada à ESECAE, e sua recuperação está ocorrendo via regeneração natural desde então. Nesse sítio antropizado, 10 parcelas permanentes (20 x 50 m) foram instaladas para monitoramento do retorno da vegetação, e utilizamos nesta pesquisa dados de inventários florestais realizados nos anos 1998, 2000, 2002, 2004, 2007 e 2021. Ainda na ESECAE, utilizamos um cerrado preservado e sem histórico de uso antrópico como ecossistema de referência. Neste sítio, utilizamos dados de inventários florestais de 10 parcelas permanentes (20 x 50m), mensuradas nos anos de 2008, 2011 e 2021. Para o Capítulo 3, uma terceira área de estudo foi adicionada, a Fazenda Água Limpa (FAL), também no Distrito Federal. Na FAL, estudamos 18 parcelas (20 x 50m) de cerrado *sensu stricto* submetido a diferentes tratamentos silviculturais. O Capítulo 1 demonstrou que o cerrado preservado da ESECAE tem cerca de 12 vezes mais área basal, 10 vezes mais indivíduos por hectare, e um estoque de carbono 17 vezes maior que o cerrado antropizado. Esse sítio antropizado está em lento e prolongado processo de sucessão, e formou uma comunidade diferente em florística e estrutura em relação ao ecossistema de referência. O Capítulo 2 demonstrou que o cerrado preservado está em equilíbrio dinâmico, e conseguiu absorver distúrbios ocasionais ocorridos entre os anos de monitoramento, com flutuações na densidade de indivíduos, mas mantendo seu crescimento. O cerrado antropizado, por outro lado, apresentou oscilações temporais nas taxas de mortalidade e recrutamento, e uma intensa rotatividade de indivíduos. Após mais de três décadas de regeneração natural, a vegetação lenhosa nativa do cerrado antropizado da ESECAE demonstrou ser persistente, porém com baixa resiliência e baixo potencial de regeneração natural. O Capítulo 3 utilizou métricas derivadas de nuvens de pontos, construídas por fotogrametria de imagens, obtidas por um sensor passivo a bordo de uma Aeronave Remotamente Pilotada (ARP), para gerar um modelo de estimativa do estoque de biomassa acima do solo para o estrato lenhoso. O modelo matemático gerado é composto de métricas referentes à altura na posição do 10º percentil, e à altura na posição do 95º percentil, com R² ajustado de 0,93, e erro padrão da média de 16%. A partir do modelo foram gerados mapas de distribuição da biomassa, otimizando a visualização e compreensão da distribuição espacial dos estoques de biomassa aérea na vegetação lenhosa das áreas de estudo. Nossa pesquisa reiterou que atividades agropecuárias são extremamente agressivas aos ecossistemas savânicos, condenando-os a frequentes distúrbios, perda da resiliência da vegetação e formação de novas comunidades, que provavelmente não mais se assemelharão aos ecossistemas de referência. Além disso, nosso trabalho também demonstrou o potencial de plataformas de baixo custo para a estimativa dos estoques acima do solo, permitindo iniciar uma nova fase no acompanhamento contínuo das áreas de estudo.

Palavras-chave: Cerrado, sensoriamento remoto, estoque de carbono, regeneração natural, distúrbios antrópicos

ABSTRACT

Cerrado is the largest savannah in the America continent and the most biodiverse in the world. However, the biome is at the center of Brazilian anthropic expansion and 52% of the already anthropic area of the Cerrado is used for pasture. Currently, conservation of the biome depends on the conservation of native remnants and large-scale restoration. The rate at which Cerrado savanna vegetation recovers after agricultural uses, how these rates vary, and what is its capacity to provide ecosystem services equivalent to preserved vegetation are still uncertain and inconsistent information. In addition, the improvement of techniques and tools that optimize estimates and obtain variables of interest in the savannah vegetation of the Cerrado is essential for better monitoring and management of the remaining areas or those undergoing restoration. This work aimed to evaluate the resilience of the shrubby-woody stratum of an anthropogenic cerrado *sensu stricto* that has been regenerating for more than three decades, and compare it to a reference ecosystem. The research evaluated the floristic and structural changes in the study areas (Chapter 1), the dynamics of individuals and vegetation stocks (Chapter 2), and modeled the aboveground biomass stock in cerrado *sensu stricto* sites, using images captured with Remotely Piloted Aircraft (RPA) and photogrammetric imaging (Chapter 3). In Chapters 1 and 2, the study sites are part of the Ecological Station of Águas Emendadas (ESECAE) in the Federal District. The anthropized cerrado has a history of use as pasture for cattle (1976-1980) and soy cultivation (1980-1987). In 1988 the area was integrated into ESECAE and has been under regeneration ever since. In this anthropized site, 10 permanent plots (20 x 50 m) were installed to monitor the return of vegetation, and in this study we used data from forest inventories carried out in the years 1998, 2000, 2002, 2004, 2007 and 2021. We used a preserved cerrado site with no history of anthropogenic use as a reference ecosystem. In this site, we used forest inventory data from 10 permanent plots (20 x 50m), measured in the years 2008, 2011 and 2021. For Chapter 3, a third study area was added, inserted in Fazenda Água Limpa (FAL), also in the Federal District. At FAL, we sampled 18 plots (20 x 50m) of cerrado *sensu stricto* submitted to different silvicultural treatments. Chapter 1 demonstrated that the preserved cerrado has about 12 times more basal area, 10 times more individuals per hectare, and a carbon stock 17 times greater than the anthropized cerrado. This anthropized site is in a slow and prolonged process of succession and formed a different community in terms of floristics and structure in relation to the reference ecosystem. Chapter 2 demonstrated that the preserved cerrado is in dynamic equilibrium and managed to absorb occasional disturbances that occurred between the years of monitoring, with fluctuations in the density of individuals, but maintaining its productivity. The anthropized cerrado, on the other hand, showed temporal oscillations in mortality and recruitment rates, and an intense individuals turnover. After more than three decades of natural regeneration, the native woody vegetation of the anthropized cerrado of ESECAE proved to be persistent, but with low resilience (low potential for natural regeneration). Chapter 3 used metrics derived from point clouds, constructed by photogrammetric imaging, obtained by a passive sensor on board a RPA, to generate an estimation model of the aboveground biomass stock for the woody stratum. The generated mathematical model is composed of metrics referring to height at the 10th percentile position, and height at the 95th percentile position, with an adjusted R^2 of 0.93, and a mean standard error of 16%. Biomass distribution maps were generated from the model, optimizing the visualization and understanding of the spatial distribution of aboveground biomass stocks in the woody vegetation in the study areas. Our research reiterated that agricultural activities are extremely aggressive to savannah ecosystems, condemning them to frequent disturbances, low vegetation resilience and formation of new communities, which will probably no longer resemble the reference ecosystems. In addition, our work also demonstrated the potential of low-cost platforms for estimating above-ground stocks, allowing us to start a new phase in the continuous monitoring of the study areas.

Keywords: Cerrado, remote sensing, carbon stock, natural regeneration, anthropic disturbances

APRESENTAÇÃO E OBJETIVOS

1. INTRODUÇÃO GERAL

As savanas são ecossistemas caracterizados pela coexistência de gramíneas e árvores em um amplo gradiente ambiental. Esses ecossistemas apresentam um estrato arbóreo descontínuo, e um estrato baixo contínuo coberto por gramíneas, em sua maioria de metabolismo C4. As savanas ocorrem em regiões com forte sazonalidade, ou seja, havendo uma temporada de chuvas e uma longa temporada de seca. Esse tipo de vegetação ocorre tipicamente em regiões de transição entre ambientes úmidos e semiáridos e é influenciado pela disponibilidade de recursos hídricos e edáficos, frequência de incêndios, e presença de grandes herbívoros pastejadores em sua história evolutiva (SANKARAN et al., 2005; BOND; KEELEY, 2005; BEERLING; OSBORNE, 2006).

Embora a maior parte das savanas ocorra em climas tropicais e subtropicais, há ocorrência de savanas também em climas temperados, como América do Norte e Ásia (ARCHIBALD et al., 2020). No entanto, as savanas tropicais são aquelas que exibem maior biodiversidade, com alta riqueza de espécies e endemismo, além de proverem importantes serviços ecossistêmicos, razão pela qual requerem atenção especial para conservação (BUISSON et al., 2019). Na América do Sul, as savanas são o segundo maior tipo de vegetação, após as florestas tropicais (BORGHETTI et al., 2020). O Brasil possui a maior área contínua dominada por savanas na América do Sul, representada pelo Bioma Cerrado (WALTER; CARVALHO; RIBEIRO, 2008; BORGHETTI et al., 2020).

Assim, o Cerrado é o segundo maior bioma do Brasil, a maior savana da América, e a mais biodiversa do mundo (EITEN, 1972; RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997; GOEDERT; WAGNER; BARCELLOS, 2008). No presente trabalho, adotamos as abordagens de Eiten (1972) e Ribeiro e Walter (1998) na caracterização do Bioma Cerrado, que é formado por fitofisionomias florestais, savânicas e campestres, associadas a elevada variação espacial na estrutura e composição das suas comunidades vegetais. Dessa forma, por estas abordagens, o Bioma Cerrado como um todo pode não ser sinônimo de savana, uma vez que nele ocorrem florestas e campos, mas a maior parte de sua área é ocupada por uma típica vegetação de savana, o cerrado *sensu stricto* (WALTER; CARVALHO; RIBEIRO, 2008).

Apesar de sua reconhecida riqueza biológica e sua importância estratégica para os serviços ambientais, o Cerrado está no centro das expansões agropecuárias (MAPBIOMAS, 2022). As maiores taxas de desmatamento e mudança do uso do solo no Brasil estão no Cerrado, e não na Amazônia. Se, por um lado, o desmatamento no Bioma Amazônia reduziu em 70% de 2005 a 2013, no Cerrado, entre 2002 e 2011, a taxa de desmatamento foi 2,5 vezes maior do que na Amazônia (STRASSBURG et al., 2017). Entre 2010 e 2014, enquanto o desmatamento na Amazônia diminuiu em 55%, no Cerrado a perda de vegetação nativa aumentou em 41% (LAHSEN; BUSTAMANTE; DALLA-NORA, 2016). Em 2022, a remoção de vegetação nativa do Cerrado correspondeu a um terço do total de áreas desmatadas no país (32,1%) (MAPBIOMAS, 2023a). De toda essa área já desmatada no Cerrado, 52% correspondem a pastagens (MAPBIOMAS, 2022). A atividade agrícola brasileira, que tem importância mundial, tem 60% de suas áreas produtivas assentadas no domínio do Cerrado (IBGE, 2016), e é principalmente pelo desmatamento no Cerrado, e não na Amazônia, que o Brasil é um gigante da agricultura (LAHSEN; BUSTAMANTE; DALLA-NORA, 2016).

Todo e qualquer cultivo agrícola deixa um legado no ambiente, pois remove a composição original da biomassa vegetal e altera a distribuição dos nutrientes nos solos, por vezes modificando também o regime hidrológico (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008; PARKHURST; PROBER; STANDISH, 2021). A taxa e extensão do abandono de antigas culturas agrícolas aumentou muito desde a segunda metade do século XX, e por vezes é vista como uma oportunidade de restaurar áreas antropizadas (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008). No entanto, muitas vezes a trajetória sucessional das áreas alteradas por cultivos agrícolas resulta em novos ecossistemas alternativos, diferentes das áreas remanescentes, ou mesmo em ecossistemas em um estágio de permanente degradação (CAVA et al., 2018; PARKHURST; PROBER; STANDISH, 2021).

O conhecimento a respeito da resiliência das savanas (i.e. tempo de retorno ao equilíbrio após um distúrbio) e sua restauração (i.e. restabelecimento da estrutura, produtividade e diversidade de espécies do ecossistema original) ainda é limitado (PIMM, 1984; MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010; CAVA et al., 2018; BUISSON et al., 2019). Por isso, monitorar e entender como diferentes intensidades de uso e manejo do solo afetam a resiliência e sustentabilidade da vegetação do Cerrado é primordial para compreender seu funcionamento quando alterados por atividades antrópicas (HIROTA et al., 2011; STRASSBURG et al., 2017; SILVEIRA et al., 2020). Nesse contexto, o monitoramento a longo prazo da vegetação permite compreender as tendências e padrões

de sucessão da vegetação em resposta aos diferentes distúrbios (REZENDE; PAPA, 2008).

Os usos do solo e distúrbios antrópicos podem variar quanto ao seu tipo, frequência e magnitude, e seus efeitos podem persistir nos ecossistemas por décadas (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010). Dessa forma, o monitoramento e o estudo da dinâmica permitem identificar as mudanças na estrutura, composição e funcionamento da vegetação e, dessa maneira, subsidiar o manejo mais adequado tanto para as áreas em processo de restauração, quanto dos remanescentes nativos (STEVENS et al., 2017).

Diante disso, a biomassa florestal é uma variável estratégica (BUSTAMANTE et al., 2018). Sua mensuração e monitoramento temporal permitem acompanhar o crescimento e desenvolvimento da vegetação, transições entre os usos do solo, bem como compreender o papel atual e futuro do remanescente florestal na mitigação das mudanças climáticas (TEMESGEN et al., 2015; POORTER et al., 2016). Informações sobre os estoques de biomassa e carbono, e a dinâmica desses estoques, permitem orientar a elaboração de políticas públicas, subsidiar planos de manejo sustentável e de conservação, bem como o desenvolvimento de estratégias voltadas para as metas de restauração e manejo florestal (SCOLFORO et al., 2015; MCTIC, 2019). No caso específico do Cerrado, a quantificação dos estoques de biomassa de sua vegetação é uma tarefa desafiadora e complexa, devido à sua ampla distribuição geográfica e heterogeneidade ambiental, representada pelas diferentes fisionomias, e tipos de solos, relevo e clima em que ocorrem (SANO; ALMEIDA; RIBEIRO, 2008).

Nos últimos anos, o sensoriamento remoto e o avanço tecnológico têm permitido a utilização de diferentes técnicas para amostragem e monitoramento da vegetação. O uso e integração de diferentes plataformas, ferramentas e tecnologias de processamento de imagens possibilitaram melhorar o monitoramento da cobertura vegetal, que envolve tanto a amostragem quanto o acompanhamento contínuo (FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2007; BRAZ; MATTOS; FIGUEIREDO, 2014). Sensores passíveis (câmera RGB), acoplados a Aeronaves Remotamente Pilotadas (ARP), se tornaram alternativas de sensoriamento remoto viáveis e de menor custo para mensurações florestais em pequena escala, oferecendo um leque de aplicações ambientais (PULITI et al., 2015; BATISTOTI et al., 2019).

Isto posto, diante da atual situação de fragmentação do Bioma Cerrado e da extensão de áreas convertidas para cultivos agrícolas e pastagem, estudos que acompanhem o retorno da vegetação nativa e que permitam avaliar a resiliência da

vegetação savânica, tanto em áreas degradadas como em remanescentes, são primordiais. Em complemento, o aprimoramento de técnicas e ferramentas que otimizem a obtenção de métricas e estimativas de variáveis de interesse na vegetação savânica do Cerrado é essencial para uma melhor eficiência e assertividade do manejo florestal.

Nesse sentido, buscando ampliar a compreensão da trajetória da vegetação savânica do Cerrado em resposta a distúrbios antrópicos (atividades agropecuárias) ao longo tempo (mudanças florísticas, estruturais e dinâmica), bem como aprimorar métodos para mensuração dos serviços ecossistêmicos (estoques de biomassa e carbono), este trabalho foi dividido em três capítulos:

- Capítulo 1: Implicações da conversão do uso solo para agropecuária na florística e estrutura da vegetação lenhosa de savanas, em 33 anos de regeneração;
- Capítulo 2: Dinâmica da vegetação lenhosa de uma savana tropical secundária após 33 anos de regeneração;
- Capítulo 3: Estimativa do estoque de biomassa acima do solo em savanas tropicais utilizando fotogrametria de imagens. Este capítulo é apresentado no formato de artigo publicado no periódico DRONES (ISSN 2504-446X);

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar a regeneração natural do estrato lenhoso arbóreo-arbustivo em um cerrado *sensu stricto* antropizado, em relação a um ecossistema de referência, buscando compreender a resiliência da vegetação savânica; e estimar e modelar o estoque de biomassa desse estrato, em diferentes áreas de cerrado *sensu stricto*, utilizando imagens capturadas com Aeronave Remotamente Pilotada e técnica de fotogrametria de imagens; e assim discutir as implicações para o manejo, recuperação e conservação do Bioma Cerrado.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliar temporalmente a estrutura e composição florística da vegetação lenhosa de um sítio de cerrado *sensu stricto* com histórico de uso agropecuário, e que está em regeneração desde 1988, comparando-o a um ecossistema de referência;
- Avaliar a resiliência da vegetação lenhosa de um cerrado *sensu stricto* com histórico de uso agropecuário e em regeneração há 33 anos, a partir da análise da dinâmica da sua vegetação (1998 a 2021) e de um ecossistema de referência (2008 a 2021);
- Avaliar a trajetória da restauração ecológica do estrato lenhoso do cerrado *sensu stricto*, utilizando a técnica da regeneração natural (restauração passiva), no contexto do uso antrópico, considerando a conservação da biodiversidade e o provimento de serviços ecossistêmicos;
- Estimar a biomassa lenhosa acima do solo em sítios de cerrado *sensu stricto*, utilizando fotogrametria de imagens, e assim viabilizar a utilização de ARPs e de técnicas fotogramétricas para o monitoramento da vegetação lenhosa savânica.

3. REFERÊNCIAS

- ARCHIBALD, S. et al. Distribution and Determinants of Savannas. In: SCOGINGS, P. F.; SANKARAN, M. (Ed.). *Savanna Woody Plants and Large Herbivores*. Wiley, 2020. p. 1–24.
- BATISTOTI, J. et al. Estimating pasture biomass and canopy height in Brazilian Savanna using UAV photogrammetry. *Remote Sensing*, v. 11, n. 20, p. 1–12, 2019.
- BORGHETTI, F. et al. South American Savannas. In: *Savanna Woody Plants and Large Herbivores*. 1a. ed. Hoboken: Wiley, 2020. p. 77–110.
- BUISSON, E. et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews*, v. 94, n. 2, p. 590–609, 2019. DOI:10.1111/brv.12470
- BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Engagement of scientific community and transparency in C accounting: The Brazilian case for anthropogenic greenhouse gas emissions from land use, land-use change and forestry. *Environmental Research Letters*, v. 13, n. 5, p. 11, 2018. DOI: 10.1088/1748-9326/aabb37.
- CAVA, M. G. B. et al. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, n. 3, p. 1164–1172, 2018. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2664.13046>>.
- CRAMER, V. A.; HOBBS, R. J.; STANDISH, R. J. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 23, n. 2, p. 104–112, 2008. DOI: 10.1016/j.tree.2007.10.005

- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, v. 38, n. 2, p. 201–341, 1972.
- GOEDERT, W. J.; WAGNER, E.; BARCELLOS, A. O. Savanas tropicais: dimensão, histórico e perspectivas. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS-NETO, A. L. (Ed.). *Savana: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Planaltina - DF: Embrapa Cerrados, 2008. p. 49–77.
- HIROTA, M. et al. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science*, v. 334, n. 6053, p. 232–235, 2011. DOI: 10.1126/science.1210657
- IBGE, I. B. de G. e E. *Mapas: Produção Agrícola e Vegetação Natural*. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/tematicos/agricultura>>. Acesso em: 7 nov. 2020.
- LAHSEN, M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; DALLA-NORA, E. L. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environment*, v. 58, n. 6, p. 4–15, 2016. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>
- MAPBIOMAS. *Projeto MapBiomass - Coleção 7.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil*. 2022. Disponível em: <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>>.
- MAPBIOMAS. *Relatório Anual de Desmatamento 2022*. São Paulo, 2023. Disponível em: <https://storage.googleapis.com/alerta-public/dashboard/rad/2022/RAD_2022.pdf>.
- MCTIC, M. da C. T. I. e C. *Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. 5a ed.* Brasília, DF Ministério da Ciência Tecnologia Inovações e Comunicações, , 2019. Disponível em: <[www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/Comunicacao_Nacional/Estimativas_Anuais.html?searchRef=gases do efeito estufa&tipoBusc](http://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/Comunicacao_Nacional/Estimativas_Anuais.html?searchRef=gases%20do%20efeito%20estufa&tipoBusc)>.
- MORAES, L. F. D. de; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. *Oecologia Australis*, v. 14, n. 2, p. 437–451, 2010.
- PARKHURST, T.; PROBER, S. M.; STANDISH, R. J. Recovery of woody but not herbaceous native flora 10 years post old-field restoration. *Ecological Solutions and Evidence*, v. 2, n. 3, p. 11, 3 jul. 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/2688-8319.12097>>.
- PIMM, S. L. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, v. 307, n. 5949, p. 321–326, 1984. DOI:10.1038/307321a0
- POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, v. 530, n. 7589, p. 211–214, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature16512>>.
- PULITI, S. et al. Inventory of small forest areas using an unmanned aerial system. *Remote Sensing*, v. 7, n. 8, p. 9632–9654, 2015. DOI: 10.3390/rs70809632
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, v. 80, n. 3, p. 223–230, 1997.
- REZENDE, A. V.; PAPA, D. de A. Revegetação natural de áreas antropizadas. In: FONSECA, F. O. (Ed.). *Águas Emendadas*. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal. Brasília: Seduma, 2008. p. 199–206.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S.

- M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: Empresa Brasileira de Agropecuária - EMBRAPA Cerrados, 1998. p. 89–166.
- SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. *Cerrado: Ecologia e Flora - Vol 1*. 1a. ed. Brasília, DF: Embrapa Cerrados, 2008.
- SCOLFORO, H. F. et al. Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian Biomes of Savanna, Atlantic Forest and Semi-arid woodland. *PLoS ONE*, v. 10, n. 6, p. 1–20, 2015. DOI:10.1371/journal.pone.0128781
- SILVEIRA, F. A. O. et al. Myth-busting tropical grassy biome restoration. *Restoration Ecology*, v. 28, n. 5, p. 1067–1073, 2020. DOI:10.1111/rec.13202
- STEVENS, N. et al. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Global Change Biology*, v. 23, n. 1, p. 235–244, 2017. DOI: 10.1111/gcb.13409
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41559-017-0099>>.
- TEMESGEN, H. et al. A review of the challenges and opportunities in estimating above ground forest biomass using tree-level models. *Scandinavian Journal of Forest Research*, v. 30, n. 4, p. 326–335, 2015. DOI: 10.1111/rec.13202
- WALTER, B. M. T.; CARVALHO, A. M.; RIBEIRO, J. F. O conceito de savana e de seu componente Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. DE; RIBEIRO, J. F. (Ed.). *Cerrado: Ecologia e Flora - Vol 1*. Brasília, DF: Embrapa Cerrados, 2008. p. 19–46.

CAPÍTULO 1

IMPLICAÇÕES DA CONVERSÃO DO USO DO SOLO PARA AGROPECUÁRIA NA FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO LENHOSA DE SAVANAS, EM 33 ANOS DE REGENERAÇÃO

RESUMO

O Cerrado, a savana brasileira, é a região do país mais ocupada por atividades agropecuárias, de forma que a conservação das suas áreas nativas depende, atualmente, da restauração em larga escala e conservação dos remanescentes. Este estudo utilizou dados temporais de um sítio de cerrado *sensu stricto* com histórico de uso agropecuário, e que está em regeneração desde 1988. Avaliamos quais mudanças temporais ocorreram na composição florística e na estrutura do componente arbóreo-arbustivo dessa comunidade antropizada nos anos de 1998, 2000, 2002, 2004, 2007 e 2021, e comparamos com uma comunidade preservada, avaliada em 2008, 2011, 2021, que foi utilizada como ecossistema de referência. Os dois sítios se inserem na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal, com 10 parcelas permanentes de 20 x 50 m cada. Medimos a riqueza florística, densidade de indivíduos, estoque de área basal, estoque de carbono e índice de valor de importância (IVI) das espécies. Registramos 21 espécies no sítio antropizado em todo o período monitorado, com diferença significativa entre a riqueza de espécies encontrada em 1998 (n=9) e em 2021 (n=19). A densidade de indivíduos no sítio antropizado em 1998 era de $54 (\pm 57)$ indivíduos ha^{-1} , e de 149 ± 154 ind ha^{-1} em 2021, com oscilações ao longo dos anos, em função da frequência de incêndios na área; a área basal aumentou seis vezes, de $0,21 (\pm 0,2)$ $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ em 1998, para $1,26 (\pm 1,5)$ $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ em 2021; e o estoque de carbono de $0,1 (\pm 0,12)$ Mg ha^{-1} em 1998 para $1,02 (\pm 1,37)$ Mg ha^{-1} em 2021. *Machaerium acutifolium* e *Eugenia dysenterica* representaram 50% do IVI da comunidade antropizada. No sítio preservado registramos 68 espécies entre 2008 (n = 65) e 2021 (n = 67); a densidade de indivíduos oscilou de $1420 (\pm 188)$ ind ha^{-1} em 2008 para 1366 ± 221 ind ha^{-1} em 2021, mas não significativamente. As oscilações tanto da área basal, quanto de estoque de carbono aéreo, apresentaram mudança significativa, passando de $12,83 (\pm 3,4)$ $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ em 2008, para $16,88 (\pm 2,2)$ $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ em 2021; e $12,27 (\pm 5,9)$ Mg ha^{-1} em 2008 para $17,77 (\pm 4,1)$ Mg ha^{-1} em 2021, respectivamente. Sete espécies compuseram o ranking de 50% do IVI no sítio preservado, com destaque para *Tachigali subvelutina*. O cerrado antropizado apresentou baixa riqueza e diversidade de espécies e lenta tendência de se adensar e desenvolver seus parâmetros estruturais. Isso demonstra que essa comunidade transitou para um estágio ecossistêmico alternativo, formando uma comunidade vegetal diferente, mas sua regeneração não está paralisada. A intensidade de distúrbio promovida pelo uso agropecuário na área no passado afetou a resiliência da vegetação, e impediu que a vegetação nativa se regenerasse e retornasse para parâmetros similares ao do fragmento preservado, utilizado como ecossistema de referência.

Palavras-chave: restauração, Cerrado, espécies invasoras, distúrbios antrópicos.

ABSTRACT

The Cerrado, the Brazilian savannah, is the region of the country most occupied by agricultural activities, so that the conservation of its native areas currently depends on the large-scale restoration and conservation of the remnants. This study used temporal data from a cerrado *sensu stricto* site with a history of agricultural use, which has been regenerating since 1988. We evaluated which temporal changes occurred in the floristic composition and in the structure of the shrubby-woody component of this anthropized community (years 1998, 2000, 2002, 2004, 2007, 2011 and 2021), and a preserved community (years 2007, 2011, 2021), used as a reference ecosystem. The two sites are part of the Ecological Station of Águas Emendadas (ESECAE) in the Federal District, with 10 permanent plots (20 x 50 m) each. We measured floristic richness, individual density, basal area stock, carbon stock and importance value index (IVI). The anthropized site presented the occurrence of 21 species throughout the monitored period, with a significant difference between the species richness found in 1998 (n=9) and in 2021 (n=19). The density of individuals at the anthropized site in 1998 was 54 (± 57) individuals ha⁻¹, and 149 \pm 154 ind ha⁻¹ in 2021, with fluctuations over the years, depending on the frequency of fires in the area; the basal area of the anthropized site increased six times, from 0.21 (± 0.2) m² ha⁻¹ in 1998 to 1.26 (± 1.5) m² ha⁻¹ in 2021; and the carbon stock increased from 0.1 (± 0.12) Mg ha⁻¹ in 1998 to 1.02 (± 1.37) Mg ha⁻¹. *Machaerium acutifolium* and *Eugenia dysenterica* represented 50% of the IVI of the anthropogenic community. At the preserved site, we registered 68 species between 2008 (n = 65) and 2021 (n = 67); the density of individuals ranged from 1420 (± 188) ind ha⁻¹ in 2008 to 1366 \pm 221 ind ha⁻¹ in 2021, but not significantly. The oscillation of the basal area and carbon stocks in the preserved community was significant, being 12.83 (± 3.4) m² ha⁻¹ in 2008, and 16.88 (± 2.2) m² ha⁻¹ in 2021; and 12.27 (± 5.9) Mg ha⁻¹ in 2008 to 17.77 (± 4.1) Mg ha⁻¹ in 2021, respectively. Seven species made up the 50% IVI ranking in the preserved site, with emphasis on *Tachigali subvelutina*. The anthropized cerrado showed low species richness and diversity and a slow tendency to densify and develop its structural parameters. This demonstrates that this community transitioned to an alternative ecosystem stage, forming a different plant community. The intensity of disturbance promoted by agricultural use in the area in the past affected the resilience of the vegetation and prevented the native vegetation from regenerating and returning to parameters like those of the preserved fragment, used as a reference ecosystem.

Keywords: restoration, Cerrado, alien species, anthropic disturbances.

1. INTRODUÇÃO

Evidências científicas alertam que ações antrópicas estão desequilibrando vários serviços ecossistêmicos ofertados por biomas terrestres globalmente, e que são essenciais para a sobrevivência humana na Terra (COE et al., 2017; OLSSON et al., 2019; SMITH; NKEM; CALVIN, 2019). A degradação e a perda de vegetação nativa em função de distúrbios antrópicos resultou na necessidade de restaurar milhões de hectares em todo o mundo (LÖF et al., 2019).

O Brasil é detentor de uma das maiores biodiversidades do mundo (MYERS et al., 2000) e, no entanto, ao longo de décadas, o país vem perdendo progressivamente grande parte de sua cobertura vegetal, sobretudo em função das intensas mudanças no uso da cobertura do solo que impactam significativamente todos os seus biomas (SOUZA et al., 2020). Os biomas brasileiros exercem importantes funções ambientais e socioeconômicas tanto em escala nacional quanto mundial, incluindo, entre outros, a conservação da biodiversidade, a proteção do solo e de bacias hidrográficas, a proteção contra desastres naturais, a absorção de poluentes, a oferta de produtos florestais madeireiros e não-madeireiros e de habitats para a fauna silvestre e para atividades recreativas (WANG; KOOTEN, 2018).

O Cerrado brasileiro é o segundo maior bioma do país, a maior savana neotropical do planeta, e é considerado um *hotspot* para conservação da biodiversidade mundial (EITEN, 1972; MYERS et al., 2000; BUENO et al., 2018). O bioma é representado por uma variedade de formações florestais, savânicas e campestres (RIBEIRO; WALTER, 1998), e já teve cerca de 46% da sua cobertura vegetal original transformada em outros usos (MAPBIOMAS, 2022).

A topografia plana do Cerrado e sua localização estratégica favorecem a utilização de suas áreas para a agropecuária em larga escala (LAHSEN; BUSTAMANTE; DALLANORA, 2016). Cerca de 52% da área já antropizada do Cerrado é utilizada para pastagens (MAPBIOMAS, 2022), que se estabeleceram sobretudo em ambientes ocupados por cerrado *sensu stricto* (BRAZ et al., 2013), um tipo de formação savânica que ocupa cerca de 70% da área total do Bioma, e que detêm em torno de 35% das espécies típicas do Bioma (SANO; ALMEIDA; RIBEIRO, 2008).

No Brasil, a formação de pastagens utiliza, principalmente, algumas gramíneas exóticas africanas, como *Urochloa* spp., *Panicum maximum* var. *puiglume* Jacq., e *Melinis minutiflora* P.Beauv, que acabam se tornando invasoras agressivas em muitos biomas (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; PIVELLO; SHIDA; MEIRELLES, 1999;

HOFFMANN; HARIDASAN, 2008). As gramíneas exóticas invasoras produzem elevada biomassa e, no caso específico do Cerrado, acabam servindo como fonte de combustível para um ambiente que já é propenso ao fogo (GORGONE-BARBOSA et al., 2015). Essas gramíneas exóticas também modificam as condições microclimáticas ideais para a germinação de espécies nativas, competem por nutrientes, luz e água com as espécies nativas, e alteram, conseqüentemente, a estrutura e a produtividade da comunidade (PIVELLO; SHIDA; MEIRELLES, 1999; LANNES et al., 2016; DAMASCENO et al., 2018; DAIREL; FIDELIS, 2020).

De maneira geral, as savanas tropicais do planeta evoluíram sob intensa pressão de distúrbios acima do solo e, como estratégia de sobrevivência, investiram em órgãos subterrâneos para estocar nutrientes, permitindo, assim, a rebrota a partir de raízes e bancos subterrâneos (PAUSAS et al., 2018). O desmatamento das savanas tropicais pode favorecer o aumento da frequência de incêndios em até 50%, já que a retirada da cobertura vegetal provoca um microclima quente e seco, que altera o regime de fogo (BEERLING; OSBORNE, 2006). Quando os distúrbios antrópicos envolvem o revolvimento do solo para ocupação da agricultura, da pecuária e da mineração, ocorre a destruição do principal mecanismo de regeneração das savanas (BUISSON et al., 2019).

Quando extensas áreas de terra, produtivas para agropecuária, são destinadas para restauração e regeneração da vegetação original, a presença de gramíneas exóticas pode atrasar ou estagnar completamente o retorno da vegetação nativa (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008). No domínio do Cerrado, a presença dessas gramíneas exóticas invasoras representa não apenas uma ameaça para a conservação, mas também um grande gargalo que se impõe à regeneração de espécies nativas e à restauração das áreas invadidas (DAMASCENO et al., 2018; SAMPAIO et al., 2018; DAIREL; FIDELIS, 2020).

A restauração passiva (regeneração natural) de um ecossistema pode ser vantajosa pelo custo baixo, mas alguns ecossistemas não conseguem retornar espontaneamente ao seu estágio pré-distúrbio, e acabam transitando para estágios alternativos indesejáveis (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008; CAVA et al., 2018; DAMASCENO et al., 2018). Portanto, entender a resiliência e os estágios alternativos da vegetação savânica, em um contexto da restauração passiva, e incorporar o conhecimento de savanas preservadas como ecossistemas de referência, são estratégias importantes para subsidiar decisões de manejo de áreas degradadas (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010; BUISSON et al., 2019).

Conhecer a florística e estrutura da vegetação de ecossistemas é essencial para comparar diferentes comunidades e subsidiar a formulação de medidas de conservação e recuperação de áreas degradadas (CROUZEILLES et al., 2016; MORANDI et al., 2020). Porém, no caso das formações savânicas do Cerrado, ainda existe uma lacuna de conhecimentos a respeito do retorno das suas características florísticas e estruturais originais após a ocorrência de mudanças no uso do solo, como, aquelas decorrentes de atividades agrícolas e pastoris (CAVA et al., 2020; NERLEKAR; VELDMAN, 2020).

Com base no exposto acima, realizamos este estudo em uma área de cerrado *sensu stricto* antropizado, com histórico de uso agropecuário e que se encontra em processo de regeneração natural desde 1988, dominada por forte presença de gramíneas exóticas invasoras (ROCHA; BARBOSA-SILVA; BUCCI, 2008). A área pertence à Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), uma Unidade de Conservação de proteção integral do Distrito Federal, que abriga diferentes fitofisionomias do Bioma Cerrado, incluindo sítios de cerrado *sensu stricto* protegidos e sem histórico de uso do solo, que podem ser considerados como ecossistemas de referência de uma vegetação prístina desta fitofisionomia.

Buscamos responder as seguintes questões: i) quais mudanças ocorreram na composição florística e na estrutura do componente lenhoso arbóreo-arbustivo do cerrado *sensu stricto* antropizado ao longo de 33 anos de regeneração? ii) as oscilações temporais na composição florística e na estrutura da vegetação do cerrado antropizado se assemelham às alterações ocorridas em um ecossistema de referência? iii) após mais de três décadas de regeneração, a diversidade florística e a estrutura da vegetação lenhosa do cerrado antropizado se assemelha à de um cerrado preservado adjacente?

Considerando os distúrbios promovidos pela atividade agropecuária e pela invasão de gramíneas exóticas na área de estudo, estabelecemos a hipótese de que o histórico de uso na área afetou a resiliência da vegetação, impedindo que a estrutura e a florística da comunidade conseguissem retornar, ao longo dos 33 anos de regeneração natural, ou se assemelhar às características de um cerrado *sensu stricto* preservado utilizado como ecossistema de referência.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), localizada no Planalto Central brasileiro, mais especificamente no extremo nordeste de Brasília, Distrito Federal, a uma altitude média de 1.100 m e entre as coordenadas geográficas 15°32' – 15°38'S e 47°33' – 47°37' W. O clima local é de savana (Aw de Köppen), com temperatura média anual de 23°C e precipitação média anual de 1.552 mm (MAIA; BAPTISTA, 2008).

Conforme o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) do Brasil, a ESECAE é uma Unidade de Conservação (UC) de proteção integral no Bioma Cerrado, destinada à preservação da natureza e ao desenvolvimento de pesquisas científicas (BRASIL, 2000). É formada por dois polígonos que são separados entre si por uma rodovia, e que juntos somam uma área total de 10.547 ha (Figura 1).

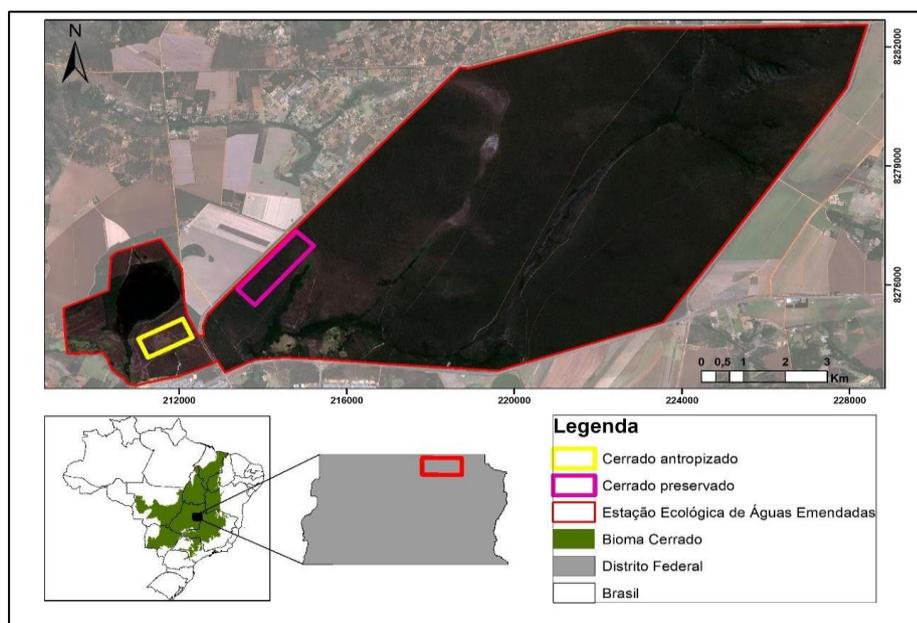


Figura 1: Localização dos sítios amostrados de cerrado *sensu stricto* no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), Distrito Federal, Brasil.

As principais classes de solos que ocorrem na ESECAE são Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos e Cambissolos Háplicos (LACERDA, 2008). Pelo fato dessa UC estar situada numa região de domínio do Cerrado, sua vegetação é típica do Bioma, sendo constituída por formações savânicas (cerrado *sensu stricto*), florestais (cerradão, mata de galeria e veredas) e campestres (campo sujo e campo limpo). Porém, apenas o cerrado

sensu stricto ocupa cerca de 75% de toda a área da ESECAE (IBRAM, 2009a). Sua flora tem elevada riqueza de espécies, com cerca de 1.732 espécies de flora vascular registradas e representativas do Bioma Cerrado (FELFILI et al., 2015). Da mesma forma, a fauna se destaca por sua riqueza, apresentando espécies endêmicas de anfíbios, répteis e aves do Cerrado, e espécies ameaçadas de extinção como o lobo-guará (*Chrysocyon brachiurus*), a onça parda (*Puma concolor*), o gato-do-mato-pintado (*Leopardus spp*) (BAGNO; ABREU, 2008; COLLI; BRANDÃO, 2008; MARINHO-FILHO et al., 2008).

No interior do maior polígono da ESECAE ocorre um fenômeno geográfico bastante raro, uma nascente comum que flui em direções contrárias, alimentando duas grandes bacias hidrográficas do país, a Bacia Tocantins-Araguaia e a Bacia Platina. A ESECAE funciona como corredor ecológico entre essas duas bacias, e abriga também a Lagoa Bonita, a maior lagoa natural do Distrito Federal (SALGADO; GALINKIN, 2008). Dessa maneira, o polígono maior da ESECAE abriga o fenômeno "Águas Emendadas", e o menor abriga a Lagoa Bonita (Figura 1).

Pelo fato de estar localizada muito próxima ao perímetro urbano do Distrito Federal, a ESECAE sofre pressões e impactos antrópicos de seus arredores, ocupados por rodovias, malha urbana e por atividades agropecuárias, que aumentam os riscos de incêndios e contaminação em seu perímetro (SALGADO; GALINKIN, 2008). Incêndios florestais, por exemplo, costumam acontecer frequentemente na ESECAE.

Parte da ESECAE também abriga áreas antropizadas, que anteriormente configuravam-se em fazendas com atividades agropecuárias, pontos de extração mineral, e edificações. Assim, 8% da área da ESECAE apresenta características de antropização, restos de construções antigas e ocupação por plantas exóticas (ROCHA; BARBOSA-SILVA; BUCCI, 2008; IBRAM, 2009a, 2009b).

O presente estudo foi realizado em duas áreas de cerrado *sensu stricto* da ESECAE. Uma das áreas apresenta histórico de uso agropecuário, e, daqui em diante, será denominada de cerrado antropizado. A outra área apresenta vegetação natural e preservada, e será denominada de cerrado preservado.

O cerrado antropizado está localizado no menor polígono da Estação, nos arredores da Lagoa Bonita (Figura 1), a uma altitude média de 960 m e entre as coordenadas geográficas 15°34'55" - 15°35'57" S e 47°40'42" - 47°41'50" W. Essa área integrava a "Fazenda Lagoa Bonita", cujo primeiro registro data de 1850, e cujo desmatamento se iniciou em 1974. A área ocupa 174 ha, e seu histórico de uso inclui atividade de bovinocultura entre 1976 e 1980. Na época, o desmatamento foi realizado

com trator com lâmina e posteriormente foram introduzidas gramíneas exóticas, como o capim colômbio (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs) e braquiárias (*Urochloa* spp.). Entre 1980 e 1987, a área passou a ser ocupada por plantação de soja e o preparo do solo incluiu a correção e adubação com macro e micronutrientes, aragem e gradeamento da terra, e construção de curvas de nível (REZENDE; PAPA, 2008). Em 1981, um decreto do Governo do Distrito Federal (Decreto nº 6.004 de 1981) declarou a área no entorno da Lagoa Bonita como sendo de utilidade pública, com efeito de desapropriação. Porém, apenas em 1988 a área foi efetivamente desapropriada e anexada ao perímetro da ESECAE (REZENDE; PAPA, 2008).

Segundo o Zoneamento Interno do Plano de Manejo da ESECAE, a área de cerrado antropizado que é objeto do presente estudo está inserida na Zona de Recuperação da UC (IBRAM, 2009b). Essa área faz limites ao norte e noroeste com a vegetação natural que margeia a Lagoa Bonita, a leste com rodovia DF-128 (faixa que divide os dois polígonos da ESECAE), e ao sul com o Morro Residual, onde se encontra o Centro de Informação Ambiental da Unidade de Conservação (IBRAM, 2009b). Toda a área ao redor da Lagoa Bonita vem sendo mantida protegida desde 1988 para restauração da sua vegetação original (REZENDE; PAPA, 2008).

Apesar da proteção da área para permitir a recuperação da sua vegetação natural, um grande problema que persiste no local é a infestação das gramíneas exóticas (Figura 2). O Plano de Manejo da ESECAE prevê a execução do Programa de Prevenção de Incêndios e do Programa de Manejo e Recuperação de Áreas Degradadas, que envolvem a roçagem cuidadosa das gramíneas quatro vezes ao ano, e o monitoramento do impacto das gramíneas exóticas sobre a regeneração da vegetação natural do cerrado *sensu stricto* (IBRAM, 2009a). Porém, apesar destas ações previstas no Plano de Manejo, as gramíneas invasoras ainda são presentes e abundantes nesta área da ESECAE.

A área do cerrado antropizado situa-se sobre Latossolo Vermelho-Amarelo (LACERDA, 2008), e está muito sujeita a incêndios intensos e frequentes, devido à grande abundância das gramíneas exóticas que persistem na área. Segundo um mapeamento realizado pelo MapBiomias¹ (MAPBIOMAS, 2023b), utilizando cicatrizes

¹ Dados da Coleção 1 da Série MapBiomias Fogo, que mapeou as cicatrizes de fogo no Brasil desde 1985, utilizando mosaicos de imagens dos satélites Landsat com resolução espacial de 30 m. A partir de 2019 o mapeamento utiliza mosaicos de imagens multiespectrais do Sentinel 2, com resolução espacial de 10 m. Dessa maneira, o presente levantamento temporal da ocorrência de incêndios nas áreas de estudo utilizou dados anuais, pois o mapeamento mensal de cicatrizes de fogo só foi possível a partir de 2019 (MAPBIOMAS, 2023b).

de fogo, a área de cerrado antropizado ao redor da Lagoa Bonita passou por eventos de incêndios nos anos 1988, 1992, 1993, 2007, 2010, 2014, 2016, 2017, 2019 e 2020 (MAPBIOMAS, 2023b).



Figura 2: Imagens da área de cerrado *sensu stricto* antropizado, em regeneração desde 1988, evidenciando o domínio de gramíneas exóticas invasoras, no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal, Brasil.

Um estudo realizado por Rezende e Papa (2008) mostrou que durante o período de 1998 a 2004, as gramíneas invasoras dominavam a área, atuando como uma barreira física no processo natural da sucessão da vegetação nativa. Os autores verificaram que ao longo de 16 anos de proteção, ou seja, de 1988 a 2004, o cerrado antropizado havia recuperado pouco mais de 15% do número de espécies lenhosas da ESECAE, indicando baixa resiliência.

A outra área de estudo, caracterizada por apresentar um cerrado *sensu stricto* preservado, protegido e sem histórico de distúrbios relacionados à atividade agropecuária (Figura 3), está localizado no maior polígono da ESECAE, a uma altitude média de 980 m, e entre as coordenadas 15°32' - 15°35'S e 47°38' - 47°40'W. De acordo com o Zoneamento Interno do Plano de Manejo da ESECAE, a área onde se encontra esse cerrado preservado é classificada como Zona Primitiva, cujo objetivo é a preservação e manutenção dos processos do ecossistema (IBRAM, 2009a). O solo dessa área é classificado como Latossolo Vermelho (LACERDA, 2008) e, segundo o relatório do

MAPBIOMAS (2023), quatro incêndios atingiram a área do cerrado preservado, com registros nos anos 1989, 1993, 2010 e 2016.



Figura 3: Imagens do sítio de cerrado *sensu stricto* preservado, sem histórico de uso do solo, no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal, Brasil.

2.2. Coleta de dados

Para efeito deste estudo, em 1998 foram implantadas 10 parcelas permanentes (20 m x 50 m), distribuídas de forma aleatória na área de cerrado antropizado. As parcelas foram demarcadas com estacas de ferro, visando monitorar periodicamente, ao longo do tempo, o processo de sucessão da vegetação lenhosa arbórea-arbustiva (Figura 4). A área foi inventariada nos anos de 1998, 2000, 2002, 2004, 2007 e 2021.

Em 1998 foram registrados em cada parcela todos os indivíduos lenhosos arbóreo-arbustivos, vivos e mortos em pé, com diâmetro a altura da base, tomado a 0,30 m do solo (Db), igual ou superior a 5 cm. Cada indivíduo foi etiquetado com um número de referência, identificado botanicamente, ao nível de gênero, espécie e família, georreferenciado dentro da parcela (coordenadas X e Y) e sua altura total e Db registrados. A classificação botânica adotou o sistema proposto pelo *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016), e a nomenclatura aceita foi verificada na Lista de Flora do Brasil 2020, administrada pelo Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (<http://reflora.jbrj.gov.br>).

A cada monitoramento posterior foram mensuradas as variáveis altura total e Db dos indivíduos vivos e mortos em pé remanescentes do monitoramento anterior. Indivíduos que morreram durante o período monitorado (mortos em pé, caídos ou

desaparecidos) também foram registrados, assim como aqueles que foram recrutados. Quanto aos indivíduos recrutados, os procedimentos de medição de variáveis, identificação botânica, etiquetagem e mapeamento, foram os mesmos realizados em 1998.

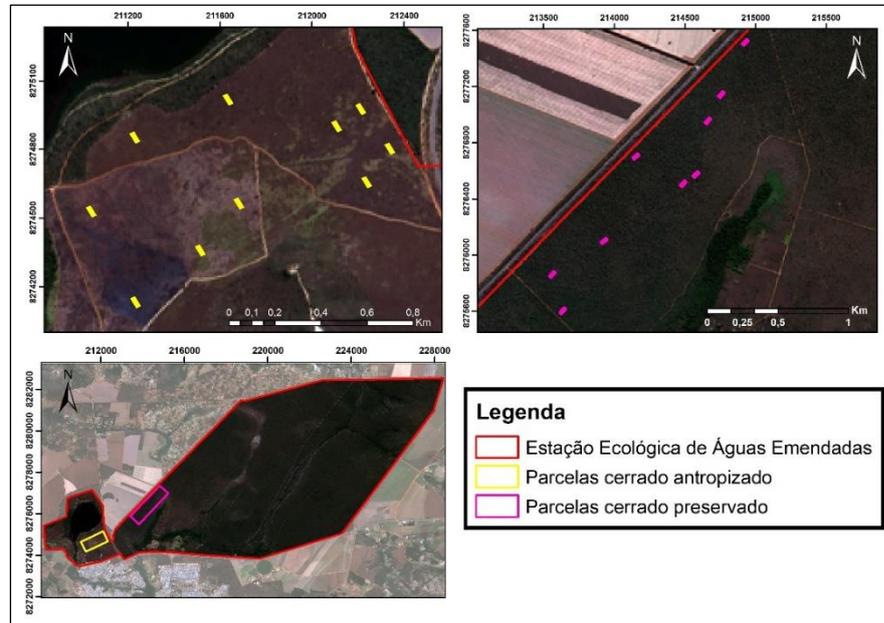


Figura 4: Localização das parcelas permanentes amostradas nos sítios de cerrado *sensu stricto* no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal, Brasil.

Para os indivíduos lenhosos que apresentavam dois ou mais fustes partindo de uma altura inferior a 30 cm do solo, realizamos a medição do Db e da altura total de cada fuste. Cada fuste também recebeu uma plaqueta de identificação com um número de referência. Para efeito do cálculo da densidade, somente foi considerado um fuste. A identificação do material botânico foi feita em campo, por especialistas, e em herbário, a partir de comparações com exsicatas.

Em 2008 foi realizado o primeiro levantamento da vegetação lenhosa arbórea-arbustiva na área do cerrado preservado, sendo implantadas dez parcelas permanentes de 0,1 ha (20 m x 50 m), selecionadas aleatoriamente. As parcelas foram monitoradas em 2008, 2011 e 2021. Seguimos o mesmo procedimento relacionado a demarcação das parcelas e ao levantamento da vegetação lenhosa arbórea-arbustiva definido para o cerrado antropizado.

Vale destacar que as lacunas temporais de medições no cerrado antropizado (2007 a 2021) e no cerrado preservado (2011 a 2021) ocorreram por dificuldades logísticas e financeiras, o que representa um lapso na compreensão das mudanças temporais das duas comunidades. O retorno às medições das parcelas permanentes da ESECAE em 2021

constitui-se na revitalização do projeto de monitoramento das áreas. Nos inventários contínuos no Cerrado é indicado que as medições tenham periodicidade de três anos, pois, a ampliação deste intervalo pode acarretar perda de informações importantes sobre a dinâmica da vegetação. Como as espécies de fitofisionomias savânicas do Cerrado apresentam perdas frequentes de casca e como a ocorrência de incêndios é normalmente muito frequente, é recomendável um intervalo máximo de cinco anos entre monitoramentos (FELFILI; CARVALHO; HAIDAR, 2005).

A partir do levantamento do histórico das duas áreas de cerrado *sensu stricto* e tendo em vista que tais áreas apresentam condições edáficas e climáticas semelhantes, assumimos no presente estudo que, originalmente, o cerrado antropizado era floristicamente e estruturalmente similar ao cerrado preservado. Portanto, utilizamos os parâmetros da vegetação lenhosa arbórea-arbustiva do cerrado preservado como indicadores de referência na avaliação da resiliência do cerrado antropizado.

2.3. Riqueza e Diversidade florística

Contabilizamos a riqueza florística registrada nas duas comunidades de cerrado (antropizado e preservado), durante cada período monitorado de cada área, pelos números de famílias, gêneros e espécies encontrados, e caracterizamos a diversidade florística a partir dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e de equabilidade de Pielou (J') (MAGURRAN, 2004).

Para avaliar a ocorrência de mudanças significativas na florística (riqueza e diversidade) de cada área e ao longo dos períodos monitorados, aplicamos o teste de normalidade de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965), seguido do teste t pareado (HAYS, 1975), para as variáveis que apresentaram distribuição normal, e do teste pareado de Wilcoxon (WILCOXON, 1946), para as variáveis que não apresentaram distribuição não normal, ao nível de 95% de probabilidade.

2.4. Estrutura horizontal da vegetação

Caracterizamos a estrutura horizontal da vegetação de cada área (antropizada e preservada) e em cada período monitorado, considerando a densidade de indivíduos por hectare, e os estoques em área basal e carbono aéreo de cada indivíduo, vivo e morto em pé, registrado em cada unidade amostral.

Em ambas as áreas, o cálculo da densidade de indivíduos por parcela somente

considerou um fuste, no caso daqueles indivíduos que apresentavam dois ou mais fustes. Por outro lado, o cálculo da área basal e do estoque de carbono por parcela considerou, respectivamente, a soma total das áreas seccionais e dos estoques de carbono de cada fuste de cada indivíduo lenhoso.

Estimamos o estoque de carbono a partir de uma equação alométrica ajustada para o cerrado *sensu stricto* do Distrito Federal, que considera a biomassa lenhosa aérea acima do solo, para fustes com $Db \geq 5$ cm e galhos com diâmetro mínimo de 3 cm (REZENDE et al., 2006).

$$EC = -0,24564 + 0,01456 \cdot Db^2 \cdot H$$

($R^2 = 98,29\%$ e $Syx = 25,79\%$)

em que EC é o estoque de carbono (kg) por fuste; Db é o diâmetro do fuste tomado a 30 cm do solo (cm); H é a altura total (m); R^2 é o coeficiente de determinação da equação e Syx é o erro-padrão da estimativa da equação.

A partir da estimativa do estoque de carbono de cada indivíduo arbóreo-arbustivo registrado em cada parcela, estimamos o estoque total de carbono por parcela, extrapolado por hectare ($Mg\ ha^{-1}$). A área basal de cada parcela também foi extrapolada por hectare ($m^2\ ha^{-1}$). Para avaliar as mudanças na densidade de indivíduos e nos estoques em área basal e carbono, em cada área, ao longo dos anos monitorados, aplicamos o teste de normalidade de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965), seguido do teste t (HAYS, 1975), para as variáveis que apresentaram distribuição normal, e do teste não paramétrico de Wilcoxon (WILCOXON, 1946), para as variáveis que não apresentaram distribuição normal, ao nível de 95% de significância.

Utilizamos histogramas de densidade de indivíduos e de estoque de carbono por classe de diâmetro e por período monitorado, visando avaliar mudanças nessas variáveis ao longo do tempo e nas diferentes classes de diâmetro. Definimos as classes diamétricas com base nos dados do último inventário (2021) e adotamos o intervalo de 3 cm entre as classes diamétricas, para ambas as áreas de estudo.

Determinamos a relevância de cada espécie na estrutura de cada comunidade a partir do Índice de Valor de Importância (IVI), determinado com base nos valores relativos de sua densidade, dominância e frequência (MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 2002). Para calcular a contribuição de cada espécie no estoque total de carbono de cada comunidade selecionamos aquelas espécies que apresentaram densidade maior ou igual à densidade média de indivíduos registrada em 2021, em cada comunidade.

Avaliamos a similaridade entre as duas áreas considerando os atributos riqueza de espécies, densidade de indivíduos, área basal e estoque de carbono. A base de dados tomada como referência para comparação foi a obtida no inventário realizado em 2021, na área preservada. Utilizamos o teste de normalidade de Shapiro-Wilk, seguido do teste não-paramétrico Mann-Whitney (ZAR, 2010) ao nível de 95% de probabilidade.

3. RESULTADOS

3.1. Cerrado antropizado

3.1.1. Diversidade e composição florística

Ao longo de todo o período monitorado (1998 a 2021) registramos no cerrado *sensu stricto* antropizado um total de 21 espécies, distribuídas entre 21 gêneros e 18 famílias. Fabaceae foi a família com maior riqueza de espécies em todos os períodos monitorados e com maior número de indivíduos e, entre as suas espécies, *Machaerium acutifolium* e *Andira vermifuga* apresentaram as maiores contribuições em densidade de indivíduos. Até 2007, a família Myrtaceae foi representada por apenas uma espécie (*Eugenia dysenterica*), porém, em 2021, com o ingresso de *Psidium laruotteanum*, essa família passou a se destacar como a segunda mais rica em espécie na área (Apêndice 6.1). *Vernonanthura polyanthes* (Asteraceae) não era incluída no inventário florestal até o último monitoramento em 2021. A espécie passou a integrar a diversidade de espécies lenhosas a partir do último monitoramento, por constituir espécie arbustiva de ampla distribuição no Bioma Cerrado.

Nenhum dos gêneros registrados na área teve mais do que uma espécie. A riqueza florística apresentou um número crescente e significativo de espécies ao longo dos 23 anos de monitoramento (teste t, $p < 0,01$), sendo a maior riqueza registrada em 2021 ($n = 19$ espécies), e a menor em 1998, com apenas nove espécies (Apêndice 6.1).

Ao longo do período monitorado, a diversidade de espécies pelo índice de Shannon foi baixa, porém significativa, apresentando um pequeno aumento entre 1998 e 2021 (1,67 em 1998, 1,85 em 2021, teste t, $p < 0,05$). Por outro lado, a equabilidade da comunidade, representada pelo índice de Pielou, oscilou para baixo ao longo de todo o período monitorado, contudo tal oscilação não foi significativa (0,76 em 1998; e 0,63 em 2021, teste de Wilcoxon, $p > 0,1$) (Apêndice 6.1).

De todas as espécies registradas no cerrado antropizado, no período compreendido entre 1998 e 2021, apenas 36% foram registradas em todos os anos de monitoramento,

sendo elas, *M. acutifolium*, *E. dysenterica*, *Aegiphila verticillata*, *Caryocar brasiliense*, *A. vermifuga*, *Dimorphandra mollis* e *Eriotheca pubescens* (Apêndice 6.2). *Dalbergia miscolobium* e *Solanum lycocarpum*, ambas representadas por um único indivíduo, deixaram de integrar a comunidade a partir de 2007 e 2002, respectivamente.

Annona crassiflora, *Himatanthus obovatus*, *Kielmeyera coriacea*, *Salacia crassifolia*, *Connarus suberosus* e *Psidium laruotteanum* foram registradas pela primeira vez na comunidade em 2021. *Vernonanthura polyanthes* também ingressou na comunidade no último período de monitoramento, mas por passar a integrar a metodologia do inventário florestal.

3.1.2. Estrutura da comunidade

Em 1998, a densidade de indivíduos registrada no cerrado antropizado era de 54 (± 57) ind ha⁻¹, e aumentou gradual e significativamente até 2007, época em que registramos 164 (± 134) ind ha⁻¹ (teste de Wilcoxon, $p < 0,05$; Apêndice 6.1). No entanto, entre 2007 a 2021 houve uma queda na densidade de indivíduos, possivelmente devido à alta frequência de incêndios na área neste período (anos de 2014, 2016, 2017, 2019 e 2020) (MAPBIOMAS, 2023b). Em 2021, registramos densidade de indivíduos significativamente maior do que a registrada em 1998 (149 ± 154 ind ha⁻¹; teste de Wilcoxon, $p < 0,05$; Apêndice 6.1).

A área basal da comunidade em 1998 era de 0,21 ($\pm 0,2$) m² ha⁻¹, e aumentou para 1,26 ($\pm 1,5$) m² ha⁻¹ em 2021 (teste de Wilcoxon, $p < 0,05$), com aumento gradual e constante ao longo dos anos monitorados (Figura 5; Apêndice 6.1). Mesmo com a redução da densidade entre o penúltimo e último períodos monitorados, a área basal continuou aumentando com o incremento em diâmetro dos indivíduos sobreviventes na comunidade.

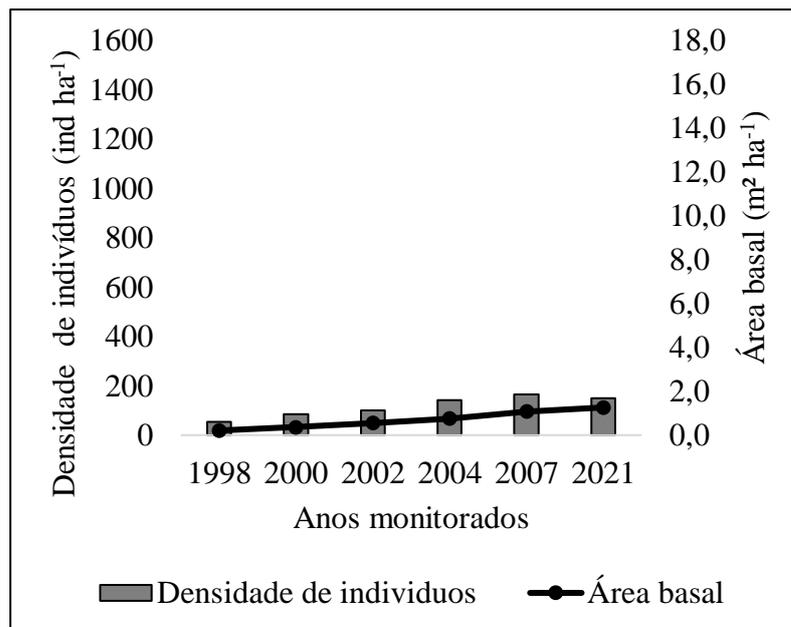
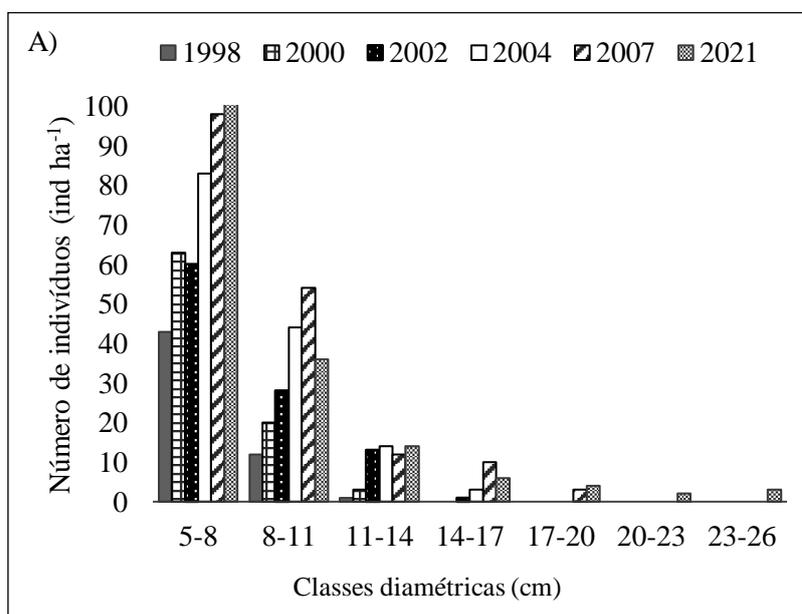


Figura 5: Densidade de indivíduos (ind ha⁻¹) e área basal (m² ha⁻¹) em 23 anos de monitoramento de uma comunidade lenhosa antropizada de cerrado *sensu stricto* na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal, Brasil.

Ao longo dos 23 anos de monitoramento, as médias dos diâmetros e das alturas dos indivíduos na comunidade foram iguais a 7,8 ($\pm 2,8$) cm e 3,2 ($\pm 1,2$) m, respectivamente. O padrão de distribuição diamétrica observado ao longo de todos os períodos monitorados foi do tipo exponencial negativo ("J reverso") (Figura 6), indicando que o recrutamento de indivíduos na área tem sido contínuo, apesar de muito baixo (FELFILI et al., 2000). As maiores classes diamétricas só passaram a registrar indivíduos em 2021 (Figura 6).



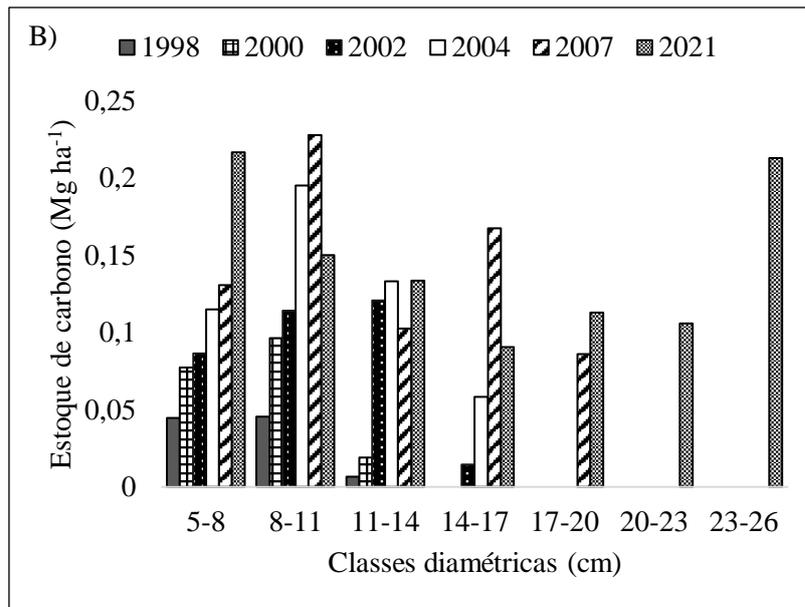


Figura 6: Distribuição de indivíduos (A) e estoque de carbono (B), por classe de diâmetro e por ano de monitoramento, de uma comunidade lenhosa antropizada de cerrado sensu stricto na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal, Brasil.

Em 1998, o estoque médio de carbono no estrato lenhoso foi igual a $0,1 (\pm 0,12)$ Mg ha^{-1} e, ao longo dos anos, aumentou de forma gradual. Em 2021, a comunidade apresentou um estoque médio de carbono de $1,02 (\pm 1,37)$ Mg ha^{-1} (1998-2021, teste de Wilcoxon, $p < 0,05$; Apêndice 6.1).

Analisando a distribuição dos estoques de carbono por classe de diâmetro (Figura 6), observamos que, em 2021, as menores classes diamétricas (até 14 cm) representaram 50% do estoque de carbono da comunidade lenhosa. Dessa forma, as árvores acima de 14 cm de diâmetro, apesar de terem menor número de fustes (Figura 6), contribuíram com metade do estoque de carbono da comunidade.

Em todos os anos monitorados, *M. acutifolium* e *E. dysenterica* foram as que mais se destacaram na área, tanto em densidade quanto em área basal, representando juntas, mais de 50% do IVI da comunidade lenhosa do cerrado antropizado (Apêndice 6.2). Dessa maneira, não houve mudança no nível hierárquico de IVI nos 23 anos de inventário para essas duas espécies. Em função de suas densidades e dominância na área, se destacaram também pelo potencial em estocar carbono, sendo seguidas por *A. verticillata* e *A. vermifuga* (Figura 7).

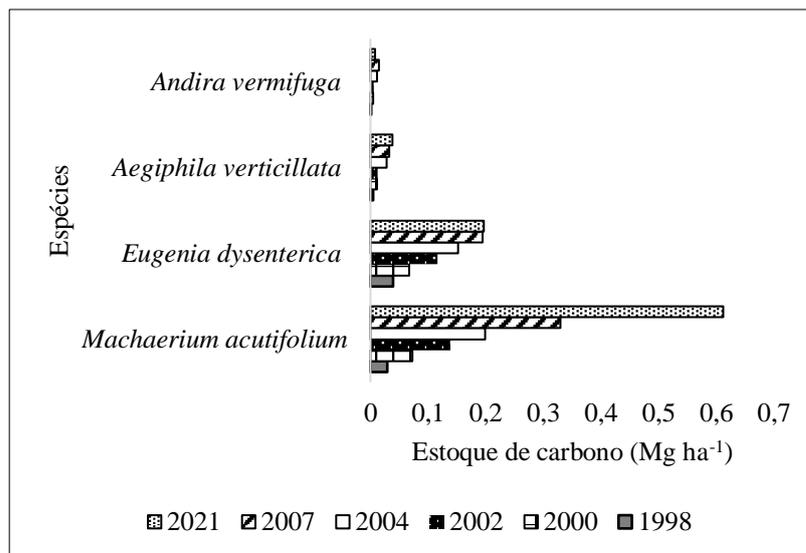


Figura 7: Distribuição de estoque de carbono (Mg ha^{-1}) das espécies com densidade de indivíduos maior ou igual à densidade média de indivíduos da comunidade lenhosa, nos anos monitorados em cerrado *sensu stricto* antropizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas no Distrito Federal, Brasil.

Em 2021 essas quatro espécies contribuíram com quase 80% do estoque de carbono total registrado na área. Somente *M. acutifolium* e *E. dysenterica* responderam juntas por 60% do estoque de carbono da comunidade. A contribuição de *A. vermifuga* no estoque de carbono total da comunidade reduziu em 2021 em decorrência da alta mortalidade de indivíduos no período de 2007 a 2021. Mas, de maneira geral, a contribuição das quatro espécies aumentou gradualmente ao longo dos 23 anos, demonstrando mais uma vez o incremento da comunidade, mesmo que lento.

3.2. Cerrado preservado

3.2.1. Diversidade e composição florística

Ao longo dos 13 anos de monitoramento da comunidade lenhosa do cerrado *sensu stricto* preservado (2008-2021), registramos 68 espécies, distribuídas em 51 gêneros e 31 famílias. As famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae ($n = 12$), Vochysiaceae ($n = 6$) e Malpighiaceae ($n = 5$).

No período monitorado, a riqueza de espécies aumentou ligeiramente, mas não diferiu estatisticamente entre 2008 e 2021 (teste de Wilcoxon, $p > 0,05$; Apêndice 6.3). Um total de 88% das espécies esteve presente nos três períodos monitorados. *Pterodon emarginatus* e *Lafoensia pacari* faziam parte da comunidade em 2008 e 2011 com apenas um indivíduo, porém, foram registrados como mortos em 2021. *Baccharis* sp., *Miconia*

dodecandra, *Vochysia thyrsoidea* e *Xylopia aromatica* só foram incluídas na comunidade no último ano de monitoramento.

No cerrado preservado a diversidade de espécies pelo índice de Shannon foi alta nos três períodos monitorados, mantendo-se sempre acima de 3,3, e o índice de equabilidade de Pielou também se manteve sempre acima de 0,8 (Apêndice 6.3).

3.2.2. Estrutura da comunidade

Em 2008, a densidade média de indivíduos lenhosos no cerrado preservado da ESECAE era de 1.420 (± 188) ind ha⁻¹. Em 2011 foi observado um ligeiro aumento dessa densidade (1.452 \pm 191,56 ind ha⁻¹), com posterior redução registrada em 2021 (1.366 \pm 221 ind ha⁻¹) (Apêndice 6.3). No entanto, as oscilações registradas na densidade de indivíduos ao longo dos anos não foram significativas (teste t, p>0,05).

Entre 2011 e 2021 a diminuição na densidade de indivíduos pode ser atribuída não apenas ao grande intervalo de tempo sem medições, que podem mascarar as mudanças graduais na comunidade, mas também ao fato da comunidade do cerrado preservado ter sido atingida por incêndios florestais em 2010 e 2016 (MAPBIOMAS, 2023b).

A área basal da comunidade preservada em 2008 era de 12,83 ($\pm 3,4$) m² ha⁻¹, e aumentou significativamente ao longo dos anos, atingindo 16,88 ($\pm 2,2$) m² ha⁻¹ em 2021 (2008-2021, teste t, p<0,01) (Figura 8; Apêndice 6.3).

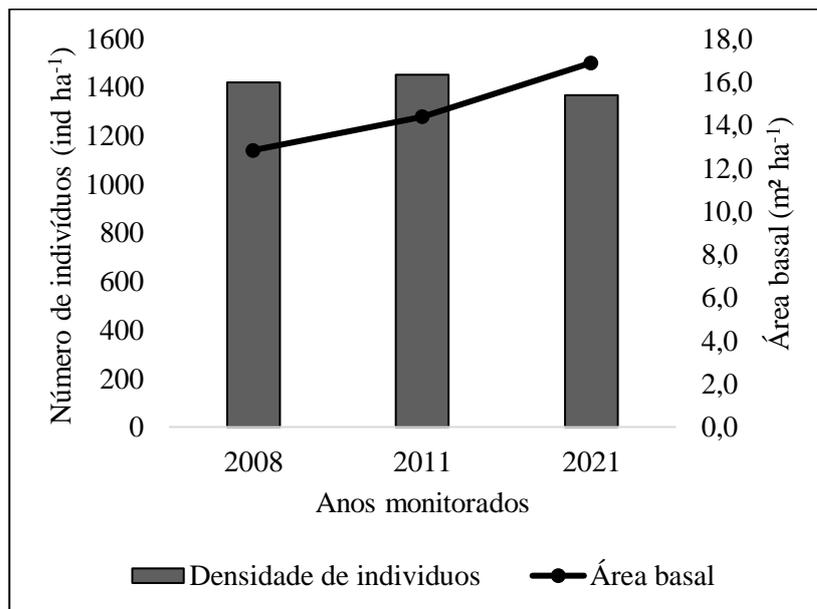


Figura 8: Densidade de indivíduos (ind ha⁻¹) e área basal (m² ha⁻¹) em 13 anos de monitoramento de uma comunidade lenhosa preservada de cerrado *sensu stricto* na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal, Brasil.

No cerrado preservado, a vegetação também apresentou distribuição diamétrica do tipo exponencial negativo ("J reverso") (Figura 9), indicando recrutamento contínuo na comunidade (FELFILI et al., 2000). Os valores médios de diâmetro e altura dos indivíduos lenhosos, registrados nos 13 anos de monitoramento foi de 9,7 ($\pm 5,5$) cm e 3,8 ($\pm 1,8$) m, respectivamente. Em todos os anos de monitoramento, a maior concentração de indivíduos lenhosos ocorreu nas classes diamétricas com diâmetro inferior a 14 cm, e poucos fustes apresentaram diâmetros superiores a 30 cm.

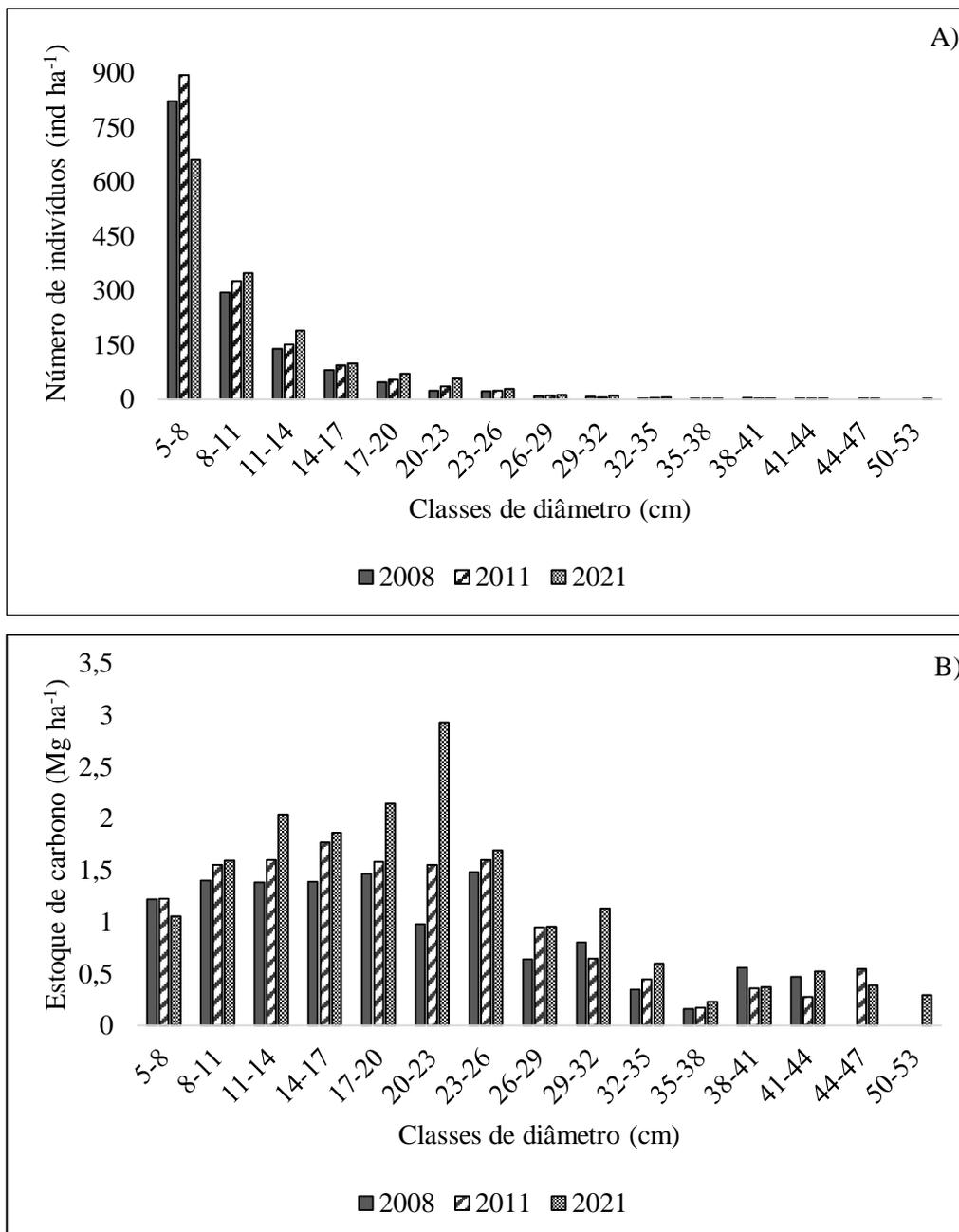


Figura 9: Distribuição de fustes (A) e estoque de carbono (B), por classe de diâmetro e por ano de monitoramento, de uma comunidade lenhosa preservada de cerrado *sensu*

stricto preservado na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal, Brasil.

O estoque de carbono aéreo registrado em 2008 foi de 12,27 ($\pm 5,9$) Mg ha⁻¹, e significativamente inferior ao acumulado em 2021, que foi de 17,77 ($\pm 4,1$) Mg ha⁻¹ (teste de Wilcoxon, $p < 0,01$; Apêndice 6.3). Em todos os anos os maiores estoques de carbono estiveram concentrados nas classes diamétricas até 20 cm, em função da maior densidade de indivíduos (Figura 9). De maneira similar à área basal, apesar da redução no número de indivíduos, o estoque de carbono manteve-se aumentando na comunidade ao longo dos 13 anos de monitoramento. A proporcionalidade direta entre o número de indivíduos e os estoques de carbono e área basal nem sempre ocorrem, uma vez que os estoques estão relacionados às dimensões dos indivíduos na comunidade.

Nos três monitoramentos realizados no cerrado preservado, a espécie com maior Índice de Valor de Importância (IVI) e, portanto, com maior participação na estrutura da comunidade, foi *Tachigali subvelutina*, cujo destaque foi, sobretudo, a sua expressiva área basal na comunidade, pois *Kielmeyera coriacea* foi a espécie de maior densidade de indivíduos na área, ocupando a quarta posição em IVI (Apêndice 6.4). As duas espécies compuseram o ranking de 50% do IVI da comunidade em 2021, acompanhadas de *Qualea grandiflora*, *Qualea parviflora*, *Didymopanax macrocarpus*, *Caryocar brasiliense* e *Annona crassiflora* com algumas alterações na ordem hierárquica nos demais anos monitorados (Apêndice 6.4).

O cerrado preservado apresentou em 2021, em média, 21 ind ha⁻¹ por espécie, um número maior que o geralmente encontrado em outros estudos da mesma fitofisionomia (FELFILI et al., 2000). Dezesete espécies apresentaram densidade de indivíduos maior que a média da comunidade, se destacando também pela maior contribuição com o estoque de carbono total da comunidade (Figura 10).

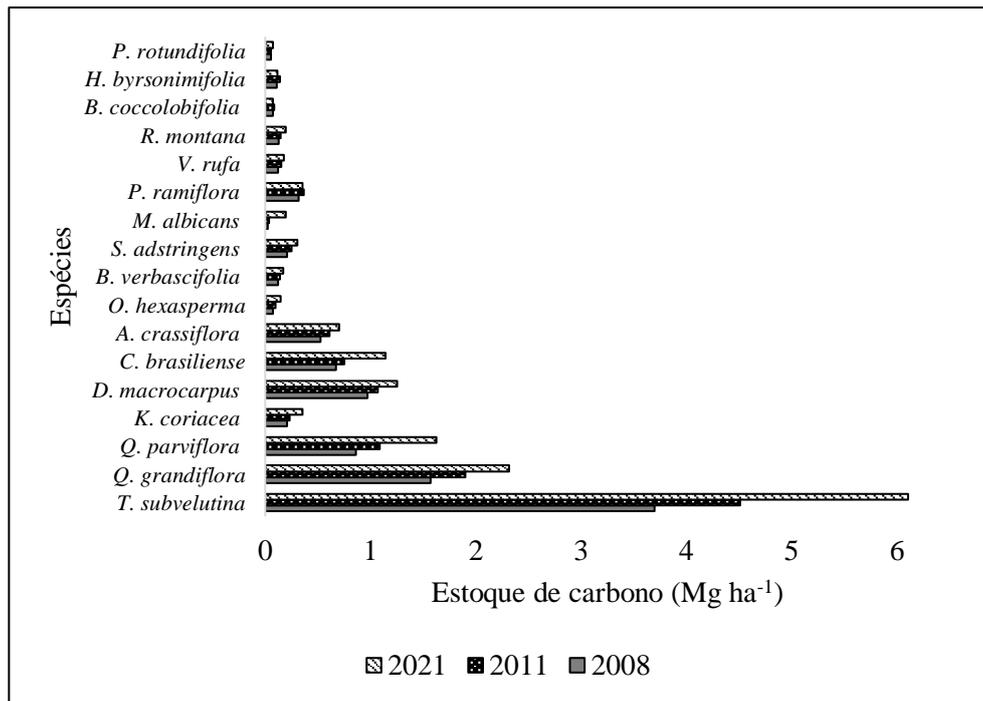


Figura 10: Distribuição de estoque de carbono (Mg ha⁻¹) das espécies com densidade de indivíduos maior ou igual à densidade média da comunidade lenhosa, registrado nos três períodos de monitoramento do cerrado *sensu stricto* preservado na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal, Brasil.

Considerando os dados do monitoramento de 2021, as duas áreas de pesquisa, ou seja, cerrado antropizado e preservado, diferiram significativamente em riqueza de espécies, número de indivíduos, e estoques de área basal e carbono (teste de Mann-Whitney, $p < 0,01$; Apêndices 6.1 e 6.3).

4. DISCUSSÃO

A diversidade florística do cerrado preservado apresentou valores similares ao estudo de Felfili e Silva (1993) no cerrado *sensu stricto* da ESECAE, bem como de outros estudos nessa mesma fisionomia no Brasil Central (FELFILI et al., 2004; ALMEIDA et al., 2014). Similarmente, os estoques de carbono e área basal encontrados foram condizentes com valores obtidos em outras áreas naturais de cerrado *sensu stricto*, sem registro de antropização envolvendo mudanças no uso do solo (PAIVA; REZENDE; PEREIRA, 2011; AQUINO et al., 2014; MIRANDA et al., 2014; SCOLFORO et al., 2015; SILVA NETO et al., 2016). Isto reforça a representatividade do cerrado preservado da ESECAE como ecossistema de referência e como um fragmento importante para estoque de carbono atmosférico. Variações nos valores dos estoques são comuns, pois

estão associadas à heterogeneidade natural do Bioma e ao estado de conservação de cada área (MIRANDA et al., 2014).

A distribuição diamétrica dos fustes no cerrado preservado refletiu uma comunidade muito mais madura que o cerrado antropizado, cujo maior diâmetro foi de 26 cm, alcançado em 2021 por um único indivíduo de *M. acutifolium*. Comparando as duas áreas de cerrado *sensu stricto*, ou seja, a antropizada e a preservada, os resultados de 2021 mostraram que, em média, o cerrado preservado está estocando 12 vezes mais área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e 10 vezes mais indivíduos lenhosos (ind ha^{-1}) do que o cerrado antropizado, resultando numa relação de 17:1 em termos de estocagem de carbono.

Nossos resultados mostraram que a comunidade do cerrado antropizado é bastante heterogênea. A propagação dos incêndios na área antropizada pode ter afetado de maneira diferente as parcelas amostrais, pois o comportamento do fogo pode variar bastante a curtas distâncias, uma vez que a disponibilidade de combustível das diferentes gramíneas invasoras presentes na área é espacialmente desigual (GORGONE-BARBOSA et al., 2015). Além disso, curtos intervalos entre as queimadas impedem que os indivíduos arbóreos alcancem o tamanho necessário para que a parte aérea resista ao fogo (HOFFMANN; MOREIRA, 2002), ocasionando redução no tamanho dos indivíduos e alterações na estrutura final da comunidade (HIGGINS et al., 2007). As queimadas recorrentes também alteram a densidade de indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo, podendo reduzi-los, caso ocorram com grande frequência (MIRANDA et al., 2010; GOMES et al., 2020). Assim, a recorrência de incêndios na área de estudo, principalmente na última década, pode ter impedido que mais fustes atingissem um maior porte. Queimadas frequentes também modificam a morfologia e a estrutura da casca dos indivíduos lenhosos que permanecem vivos após os incêndios, interferindo nos incrementos em diâmetro ao longo do tempo (FELFILI; CARVALHO; HAIDAR, 2005) e, conseqüentemente, nos seus incrementos em área seccional, volume, biomassa e carbono estocado.

Assim, além da inerente heterogeneidade das espécies nativas do Cerrado (FELFILI et al., 2008), no cerrado antropizado, o histórico de antropização e os registros de queimadas recorrentes ao longo de todo o processo sucessional da comunidade acabaram gerando uma estrutura e uma florística diferentes daquela registrada no cerrado preservado. Em 2021, a riqueza florística do cerrado antropizado correspondia a apenas 28% daquela registrada no cerrado preservado.

Apesar do baixo ingresso de novas espécies na área do cerrado antropizado, durante cada um dos períodos monitorados, o incremento em riqueza e diversidade florística no período compreendido entre 1998 e 2021 foi considerado significativo para a área. No cerrado antropizado, das seis espécies que foram registradas pela primeira vez em 2021, cinco são comuns na área do sítio preservado, com destaque para *A. crassiflora* e *K. coriacea*, que sempre estiveram entre as espécies de maior IVI, em todos os monitoramentos realizados no cerrado preservado. Os resultados mostram que a área antropizada vem sendo lentamente colonizada por novas espécies, cujo recrutamento se dá a partir da dispersão de sementes e frutos, principalmente pela fauna silvestre (zoocoria) e pelo vento (anemocoria), já que o uso e ocupação do solo na área pelas atividades agropecuárias, que perduraram por longo tempo, causaram a remoção de toda e qualquer estrutura subterrânea de rebrota das espécies lenhosas nativas existentes originalmente no local (NERLEKAR; VELDMAN, 2020).

De acordo com alguns estudos, as espécies nativas do Cerrado apresentam baixa taxa de dispersão, mesmo existindo remanescentes próximos (CAVA et al., 2018; SILVEIRA et al., 2020). Contudo, a colonização, recrutamento e enriquecimento de comunidades vegetais nativas do Cerrado ocorre a partir do banco de sementes no solo (DE ANDRADE; MIRANDA, 2014), mesmo após o revolvimento do solo e a eliminação das estruturas de rebrota (GABRIEL et al., 2022), indicando a colonização de áreas de Cerrado por meio de propágulos. Apesar do entorno da ESECAE encontrar-se fortemente antropizado por áreas urbanas e atividades agropecuárias, toda a Estação está sobreposta à Área de Proteção Ambiental (APA) do Planalto Central. Dessa maneira, há de se considerar também outros remanescentes de vegetação nativa circunvizinhos que servem como fonte de propágulos vegetativos, além da área de referência.

O histórico de uso nas duas áreas amostradas, bem como o registro de perturbações antrópicas, decorrentes principalmente dos incêndios florestais na ESECAE, permitiram selecionar diferentes espécies dominantes em cada uma das áreas, corroborando com outros estudos que afirmam que nem todas as espécies típicas da fitofisionomia cerrado *sensu stricto* são capazes de se adaptar a ambientes dominados por gramíneas exóticas e sujeitos a incêndios frequentes (GOMES; MIRANDA; BUSTAMANTE, 2018). Distúrbios acima do solo selecionam espécies por persistência, e são fundamentalmente diferentes daqueles que destroem órgãos vegetais subterrâneos e selecionam espécies secundárias pela habilidade de colonização (NERLEKAR; VELDMAN, 2020).

A riqueza e diversidade de espécies no cerrado antropizado permanecem ainda bem inferiores quando comparadas ao cerrado que está sendo tomado como referência neste estudo e, também às outras áreas de cerrado *sensu stricto* na região (FIEDLER et al., 2004; FELFILI; FAGG, 2007; AQUINO et al., 2014; SILVA-MORAES; CORDEIRO; FIGUEIREDO, 2019; DE AZEVEDO et al., 2020). Das 19 espécies registradas em 2021 no cerrado antropizado, 68% delas foram comuns ao cerrado preservado. Enquanto as gramíneas invasoras e exóticas que ocorrem na área são rápidas colonizadoras, com maior capacidade de germinar e de se estabelecer no local, a recolonização de espécies nativas em savanas secundárias é bastante lenta (BUISSON et al., 2019).

A alta densidade de *M. acutifolium* e *E. dysenterica* em todos os monitoramentos no cerrado antropizado pode ser reflexo de uma característica de algumas espécies do Cerrado, cujas regenerações se originam a partir de uma mesma raiz. Sistemas radiculares altamente ramificados dão aparência de serem plantas independentes, mas que, no entanto, são indivíduos clonais uns dos outros (PAUSAS et al., 2018). Essa possibilidade é reforçada pela alta frequência de incêndios na área, causando a mortalidade de plântulas que, embora possam resistir ao evento isolado do fogo, não conseguem atingir o tamanho reprodutivo sob condições de queima frequente. Nessas condições, o indivíduo não consegue contribuir com o banco de sementes, o que aumenta a importância relativa da reprodução vegetativa (HOFFMANN; MOREIRA, 2002; MIRANDA et al., 2010; GAGNON et al., 2015).

A permanência de *M. acutifolium* e *E. dysenterica* no topo do IVI (>50%), ao longo de duas décadas de monitoramento, revela a grande adaptabilidade e plasticidade de suas populações às novas condições do ecossistema. As duas espécies demonstraram ter boa capacidade de resistir ao fogo, competir com as gramíneas invasoras e, conseqüentemente, estocar carbono na sua biomassa. Portanto, além de serem fundamentais na manutenção e desenvolvimento da estrutura da comunidade lenhosa do cerrado *sensu stricto*, irão se manter dominantes na área, por longo tempo, caso não ocorram novos impactos severos no local (MEWS et al., 2014). *E. dysenterica* é uma espécie que possui um potencial não madeireiro importante no Cerrado, com alta produção de frutos comestíveis que são atrativos para a fauna apresentando dispersão zoocórica (SILVA JUNIOR, 2012). Apesar da sua contribuição para atrair a fauna dispersora, não foram encontrados estudos relacionados ao levantamento de fauna no cerrado antropizado da ESECAE.

Por sua vez, no cerrado preservado, considerado neste estudo como sendo o ecossistema de referência, as variações hierárquicas no IVI foram muito tênues. Durante os 13 anos de monitoramento, *T. subvelutina* permaneceu na posição de espécie com maior IVI. Esta espécie é de rápido crescimento e se destaca entre as espécies do cerrado *sensu stricto* pelo potencial de acúmulo de biomassa e carbono, sendo também indicada para colonizar áreas degradadas, devido as suas características de espécie pioneira (SILVA JUNIOR, 2012). Curiosamente, *T. subvelutina* que ocorre amplamente distribuída no cerrado preservado, tem dispersão anemocórica e não foi registrada em nenhum dos anos monitorados no cerrado antropizado.

Nossos resultados corroboram com outros estudos que demonstraram que as atividades agropecuárias são extremamente agressivas aos ecossistemas savânicos (CAVA et al., 2018, 2020; DAMASCENO et al., 2018; BUISSON et al., 2019; NERLEKAR; VELDMAN, 2020). As atividades agrícolas, por exemplo, além de destruir os órgãos de rebrota das espécies nativas que existiam na área antes do desmatamento, utilizam fertilizantes nos solos, porém, os solos de áreas savânicas já são, em geral, naturalmente intemperizados e empobrecidos em nutrientes (LAMBERS et al., 2020). Dessa forma, as gramíneas exóticas, quando presentes, dominam essas áreas e tornam-se competidoras superiores em detrimento das espécies nativas, prejudicando o retorno da vegetação, e condenando as áreas regenerantes ao declínio da diversidade florística (BUISSON et al., 2019; COUTINHO et al., 2019; LAMBERS et al., 2020; NERLEKAR; VELDMAN, 2020).

A invasão e estabelecimento de espécies exóticas em ecossistemas naturais (florestais e savânicos) degradados, com impactos nos atributos do solo ou no regime hidrológico, podem favorecer a formação de comunidades antropizadas em estágio de permanente degradação, caracterizadas pela total estagnação dos fatores que poderiam propiciar o retorno da vegetação nativa (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008). Todavia, o cerrado antropizado da ESECAE não apresenta tendência de estagnação ou redução na densidade de indivíduos, e nem tampouco dos seus estoques em área basal e carbono. Apesar de extremamente lento, o ecossistema apresenta um comportamento de ascensão de suas características florísticas e estruturais, indicando que o processo de sucessão da comunidade lenhosa que está se estabelecendo no local deverá ser bastante prolongado, tanto floristicamente quanto estruturalmente. Portanto, o cerrado antropizado não se caracteriza como um ecossistema alternativo estável ou paralisado (PARKHURST; PROBER; STANDISH, 2021). Por outro lado, os resultados sugerem

que na área antropizada está ocorrendo a formação de um novo ecossistema, e cujas mudanças sucessionais podem exceder o tempo de observação humana (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008; DAMASCENO et al., 2018; CAVA et al., 2020).

Em um contexto mais regional, o órgão gestor da ESECAE, através da Nota Técnica IBRAM nº 1/2018 (COFLO; SUGAP; IBRAM, 2018), apresenta indicadores ecológicos para a recomposição da vegetação nativa no Distrito Federal. O documento indica no mínimo 30 espécies lenhosas nativas para UC de proteção integral, cuja área em restauração seja acima de 7 hectares. O documento também não exige a total erradicação de gramíneas invasoras na recomposição da vegetação nativa, mas sim o seu controle (porcentagem máxima de 40%), reconhecendo a dificuldade de eliminá-las (COFLO; SUGAP; IBRAM, 2018). Se utilizarmos as referências técnicas e legais propostas pelo órgão gestor da ESECAE, o cerrado antropizado ao redor da Lagoa Bonita não alcança os parâmetros de quitação que indiquem recomposição de sua vegetação nativa, mesmo após 33 anos de regeneração.

Dessa forma, novas técnicas e abordagens devem ser consideradas para a restauração do cerrado antropizado na ESECAE. A restauração passiva (regeneração natural) é indicada em determinados contextos e condições ambientais particulares, mas, em sítios intensamente perturbados, como o aqui avaliado, é necessário alguma intervenção na área (PRACH et al., 2020). Diferentes estudos já avaliaram a eficácia de diferentes técnicas para controle de gramíneas exóticas invasoras (ASSIS, 2017; COUTINHO et al., 2019; GABRIEL et al., 2022), tanto em áreas em restauração como em áreas conservadas, visto o constante risco de re-invasão (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; ASSIS, 2017).

5. CONCLUSÕES

Após a retirada da cobertura vegetal da área de cerrado *sensu stricto* e das intensas e diferentes mudanças no uso do seu solo, a comunidade lenhosa nativa do cerrado que se estabeleceu por regeneração natural ao longo de 33 anos no local, apresenta características florísticas e estruturais muito diferentes do ecossistema de referência (cerrado preservado). Assim, o cerrado antropizado encontra-se atualmente em um estágio ecossistêmico alternativo, com lenta tendência de se adensar e desenvolver seus parâmetros estruturais e florísticos, em lento e prolongado processo de sucessão.

A hipótese inicial foi comprovada, isto é, a intensidade de distúrbio promovida pelo uso agropecuário na área no passado afetou a resiliência da vegetação, e impediu que a vegetação nativa se regenerasse e retornasse para parâmetros similares ao do fragmento preservado, utilizado como ecossistema de referência.

Nossos resultados indicam que para promover uma restauração mais eficiente da vegetação nativa, que cumpra os objetivos de conservação da biodiversidade, o uso de técnicas e estratégias de manejo na área deve ser avaliado.

6. APÊNDICES

Apêndice 6.1: Densidade de indivíduos, estoques de área basal, carbono aéreo, riqueza e índices de diversidade, registrados no componente lenhoso arbóreo-arbustivo em área de cerrado *sensu stricto* **antropizado** na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Valores seguidos da mesma letra nas linhas não diferem significativamente entre os períodos monitorados pelo teste t ou teste de Wilcoxon (negrito) para amostras pareadas ($\alpha = 0,05$). Variáveis com (*) indicam diferença significativa com a área preservada pelo teste de Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$).

	1998		2000		2002		2004		2007		2021	
Densidade de indivíduos (ind ha ⁻¹) *	54	± 57,01 a	84	± 90,40 b	100	± 94,64 c	142	± 117,02 d	164	± 134,35 d	149	± 154,88 bcd
Área basal (m ² ha ⁻¹) *	0,21	± 0,26 a	0,37	± 0,44 b	0,55	± 0,61 c	0,77	± 0,73 d	1,07	± 1,02 e	1,26	± 1,53 cde
Estoque C (Mg ha ⁻¹) *	0,10	± 0,12 a	0,19	± 0,22 b	0,34	± 0,35 c	0,50	± 0,57 c	0,72	± 0,73 d	1,02	± 1,37 cd
Espécies *	9	a	11	ac	11	ab	12	bc	14	b	19	b
Famílias	6		8		8		9		11		16	
Gêneros	9		11		11		12		14		19	
Shannon-Wiener (H')	1,67	a	1,69	ab	1,67	ab	1,77	bc	1,75	abc	1,85	c
Equabilidade Pielou (J)	0,76	a	0,70	b	0,70	ab	0,71	ab	0,66	ab	0,63	ab

Apêndice 6.2. Famílias e espécies lenhosas, com respectivos valores de densidade de indivíduos (ind ha⁻¹) e Índice de Valor de Importância (%), registrados em cada ano monitorado na área de cerrado *sensu stricto* **antropizado** da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Espécies dispostas em ordem alfabética. Em negrito, as espécies de maior IVI em 2021, que representam cerca de 50% de IVI total.

Família	Espécies	1998		2000		2002		2004		2007		2021	
		ind ha ⁻¹	IVI										
Lamiaceae	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell	5	11,27	5	9,37	6	8,65	8	7,87	10	7,86	11	8,07
Fabaceae	<i>Andira vermifuga</i> (Mart.) Benth	3	5,95	6	6,37	7	7,34	11	8,19	10	6,39	7	5,18
Annonaceae	<i>Annona crassiflora</i> Mart.											1	1,07
Moraceae	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul							1	1,43	1	1,16	2	1,44
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess	4	7,04	4	5,64	4	4,79	4	4,20	4	3,33	4	3,71
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.			2	3,82	2	3,55	7	4,62	7	3,83	1	1,09
Connaraceae	<i>Connarus suberosus</i> Planch											2	1,40
Fabaceae	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	1	2,93	1	2,51	1	2,32	1	1,94	1	1,72		
Fabaceae	<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	2	3,76	2	2,64	3	3,13	4	4,03	6	3,94	6	4,70
Malvaceae	<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.) Schott & Endl.	2	6,17	2	5,12	2	4,89	2	3,94	2	3,45	1	2,24
Myrtaceae	<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	23	36,28	35	32,60	40	31,72	48	27,76	64	29,11	40	23,73
Bignoniaceae	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos			2	3,89	3	4,08	6	4,22	4	2,81	1	1,11
Apocynaceae	<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson											1	1,09
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.											1	1,07
Fabaceae	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	13	22,95	24	25,40	31	27,28	48	30,09	61	30,14	62	35,17
	NI									3	3,36		
Myrtaceae	<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess											1	1,13
Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.							2	1,71	3	1,72	1	1,72
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl. var. <i>montana</i>									1	1,15	1	1,05
Celastraceae	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don											1	1,07
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	1	3,64	1	2,63	1	2,25						
Asteraceae	<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis											5	3,97

Apêndice 6.3: Densidade de indivíduos, estoques de área basal, carbono aéreo, riqueza de espécies e índices de diversidade registrados no componente lenhoso arbóreo-arbustivo em área de cerrado *sensu stricto* **preservado** na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Valores seguidos da mesma letra nas linhas não diferem significativamente entre os períodos monitorados pelo teste t ou teste de Wilcoxon (negrito) para amostras pareadas ($\alpha = 0,05$). Variáveis com (*) indicam diferença significativa com a área antropizada, pelo teste de Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$).

	2008		2011		2021	
Densidade de indivíduos (N ha ⁻¹) *	1420	± 188,02 a	1452	± 191,56 a	1366	± 221,59 a
Área basal (m ² ha ⁻¹) *	12,83	± 3,39 a	14,38	± 3,35 b	16,88	± 2,18 c
Estoque de C (Mg ha⁻¹) *	12,27	± 5,93 a	14,26	± 6,25 b	17,77	± 4,07 c
Espécies *	65	a	66	b	67	a
Gêneros	48		48		50	
Famílias	28		66		67	
Shannon-Wiener (H')	3,48	a	3,44	a	3,39	b
Equabilidade Pielou (J)	0,83	a	0,82	b	0,81	c

Apêndice 6.4: Famílias e espécies lenhosas, com respectivos valores de densidade de indivíduos (ind ha⁻¹) e Índice de Valor de Importância (%), registrados em cada ano monitorado, na área de cerrado *sensu stricto* **preservado** da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Espécies dispostas em ordem alfabética. Em negrito, as espécies de maior IVI em 2021, que representam cerca de 50% do IVI total.

Familia	Espécie	2008		2011		2021	
		ind ha ⁻¹	IVI	ind ha ⁻¹	IVI	ind ha ⁻¹	IVI
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	1	0,14	1	0,13	2	0,29
Annonaceae	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	51	3,65	53	3,43	59	3,81
Apocynaceae	<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. & Zucc	3	0,57	4	0,69	2	0,30
Apocynaceae	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.	9	0,97	10	1,08	9	0,87
Asteraceae	<i>Baccharis</i> sp.	0	0,00	0	0,00	1	0,15
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis latifolia</i> (A.Juss.) B.Gates	13	0,92	12	0,81	11	0,86
Fabaceae	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	10	1,24	11	1,20	14	1,48
Malpighiaceae	<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	27	1,74	32	1,97	32	1,80
Malpighiaceae	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss	1	0,14	1	0,14	2	0,30
Malpighiaceae	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	47	2,75	52	2,69	47	2,73
Annonaceae	<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltld.	1	0,17	1	0,16	1	0,18
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess	46	3,93	51	3,87	56	4,66
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw. var. <i>sylyvestris</i>	1	0,14	1	0,13	1	0,14
Connaraceae	<i>Connarus suberosus</i> Planch	11	1,15	13	1,24	12	1,21
Primulaceae	<i>Cybianthus gardneri</i> (A. DC.) G. Agostini	1	0,14	1	0,14	1	0,15
Fabaceae	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth	7	0,72	8	0,81	10	0,77
Dilleniaceae	<i>Davilla elliptica</i> A. St.-Hil	3	0,43	3	0,40	7	0,67
Araliaceae	<i>Didymopanax macrocarpus</i> (Cham. & Schltld.) Seem.	103	5,84	110	5,67	89	5,26
Fabaceae	<i>Dimorphandra mollis</i> Benth	58	3,05	70	3,22	19	1,47
Ebenaceae	<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B. Walln.	7	0,32	7	0,29	2	0,18
Fabaceae	<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J. F. Macbr	8	0,89	8	0,82	4	0,63

continua

Familia	Espécie	2008		2011		2021	
		ind ha ⁻¹	IVI	ind ha ⁻¹	IVI	ind ha ⁻¹	IVI
Fabaceae	<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less	28	1,63	29	1,52	13	0,85
Malvaceae	<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.) Schott & Endl	13	1,28	16	1,28	17	1,43
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hill	9	0,60	13	0,67	11	0,67
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hill	13	1,09	14	1,13	11	0,79
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart	2	0,29	2	0,27	2	0,30
Myrtaceae	<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC	8	0,72	8	0,67	9	0,76
Nyctaginaceae	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	18	1,33	18	1,24	13	1,27
Bignoniaceae	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	4	0,48	7	0,61	3	0,46
Malpighiaceae	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss	36	2,12	46	2,25	27	1,69
Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	2	0,30	3	0,31	4	0,37
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc	103	4,46	140	5,05	180	6,55
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera speciosa</i> A. St.-Hill	12	1,09	12	1,02	9	0,89
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil	1	0,14	1	0,14	0	0,00
Fabaceae	<i>Machaerium opacum</i> Vogel	2	0,25	2	0,25	2	0,27
Sapindaceae	<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil	1	0,19	1	0,18	1	0,18
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	9	0,53	14	0,65	60	2,41
Melastomataceae	<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.	0	0,00	0	0,00	2	0,21
Melastomataceae	<i>Miconia ferruginata</i> DC.	9	0,61	9	0,58	11	1,11
Melastomataceae	<i>Miconia leucocarpa</i> DC.	3	0,44	2	0,33	2	0,51
Nyctaginaceae	<i>Neea theifera</i> Oerst	2	0,18	4	0,33	2	0,29
	NI	64	4,50	47	3,15	12	1,23
Ochnaceae	<i>Ouratea hexasperma</i> (A. St.-Hill) Baill.	32	2,18	39	2,34	54	2,98
Rubiaceae	<i>Palicourea rigida</i> Kunth	17	1,29	21	1,46	11	0,84

continua

Em que NI representa indivíduo não identificado

Familia	Espécie	2008		2011		2021	
		ind ha ⁻¹	IVI	ind ha ⁻¹	IVI	ind ha ⁻¹	IVI
Asteraceae	<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	34	2,08	34	2,00	22	1,25
Celastraceae	<i>Plenckia populnea</i> Reissek	9	0,63	12	0,68	9	0,51
Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk	41	2,89	42	2,76	32	2,35
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk	7	0,41	7	0,37	6	0,30
Myrtaceae	<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	1	0,14	1	0,13	4	0,59
Myrtaceae	<i>Psidium myrtoides</i> O.Berg	4	0,47	4	0,44	6	0,52
Myrtaceae	<i>Psidium salutare</i> var. <i>pohlianum</i> (O.Berg) Landrum	10	0,90	10	0,84	7	0,69
Fabaceae	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	1	0,14	1	0,14	0	0,00
Fabaceae	<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth	1	0,14	1	0,14	1	0,16
Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	76	6,83	78	6,69	86	7,14
Vochysiaceae	<i>Qualea parviflora</i> Mart.	70	4,89	97	5,43	112	6,64
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl	30	1,93	32	1,85	24	1,90
Celastraceae	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	16	1,17	19	1,28	11	1,14
Vochysiaceae	<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.	6	0,74	6	0,69	6	0,73
Loganiaceae	<i>Strychnos pseudoquina</i> A. St.-Hill	9	1,02	9	1,03	9	1,09
Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	48	2,83	52	2,81	36	2,55
Styracaceae	<i>Styrax ferrugineus</i> Ness & Mart.	28	2,23	27	2,02	8	0,89
Bignoniaceae	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f.ex S. Moore	14	0,98	17	0,97	18	1,08
Fabaceae	<i>Tachigali aurea</i> Tul.	10	1,22	10	1,14	8	0,70
Fabaceae	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho	178	11,62	188	11,93	160	12,90
Rubiaceae	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schlecht.) K. Schum.	0	0,00	1	0,13	1	0,14
Vochysiaceae	<i>Vochysia elliptica</i> Mart.	0	0,00	1	0,13	1	0,15
Vochysiaceae	<i>Vochysia rufa</i> Mart.	30	2,12	34	2,00	29	2,04
Vochysiaceae	<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	0	0,00	0	0,00	1	0,16
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	0	0,00	0	0,00	6	0,39

7. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R. F. et al. Mudanças florísticas e estruturais no cerrado sensu stricto ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. *Rodriguesia*, v. 65, n. 1, p. 1–19, 2014. DOI: 10.1590/s2175-78602014000100001
- APG IV, A. P. G. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016. DOI:10.1111/boj.12385
- AQUINO, F. G. et al. Composição florística e estrutural de um cerrado sentido restrito na área de proteção de manancial Mestre D'Armas, Distrito Federal. *Bioscience Journal*, v. 30, n. 2, p. 565–575, 2014. DOI: 10.1590/s2175-78602014000100001
- ASSIS, G. B. de. *Invasão do campo cerrado por braquiária (Urochloa decumbens): perdas de diversidade e técnicas de restauração*. Tese de doutorado. 2017. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2017.
- BAGNO, M. A.; ABREU, T. L. S. Avifauna. In: FONSECA, F. O. (Ed.). *Águas Emendadas*. Brasília, DF: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal, 2008. p. 233–241.
- BEERLING, D. J.; OSBORNE, C. P. The origin of the savanna biome. *Global Change Biology*, v. 12, n. 11, p. 2023–2031, 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01239.x
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). 2000.
- BRAZ, S. P. et al. Soil Carbon Stocks under Productive and Degraded Brachiaria Pastures in the Brazilian Cerrado. *Soil Science Society of America Journal*, v. 77, n. 3, p. 914–928, 2013. DOI: 10.2136/sssaj2012.0269
- BUENO, M. L. et al. The environmental triangle of the Cerrado Domain: Ecological factors driving shifts in tree species composition between forests and savannas. *Journal of Ecology*, v. 106, n. 5, p. 2109–2120, 2018. DOI: 10.2136/sssaj2012.0269
- BUISSON, E. et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews*, v. 94, n. 2, p. 590–609, 2019. DOI: 10.1111/brv.12470
- CAVA, M. G. B. et al. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, n. 3, p. 1164–1172, 2018. DOI: 10.1111/1365-2664.13046.
- CAVA, M. G. B. et al. The recovery rates of secondary savannas in abandoned pastures are poorly explained by environmental and landscape factors. *Applied Vegetation Science*, v. 23, n. 1, p. 14–25, 19 jan. 2020. DOI: 10.1111/avsc.12457.
- COE, M. T. et al. The Forests of the Amazon and Cerrado Moderate Regional Climate and Are the Key to the Future. *Tropical Conservation Science*, v. 10, n. June, p. 1–6, 30 jan. 2017. DOI: 10.1177/1940082917720671.
- COFLO, COORDENAÇÃO DE FLORA; SUGAP, SUPERINTENDÊNCIA DE ÁREAS PROTEGIDAS; IBRAM, INSTITUTO BRASÍLIA AMBIENTAL. *Nota Técnica 01 / 2018 - Indicadores ecológicos para a recomposição da vegetação nativa no Distrito*

Federal. Disponível em: <<https://www.sema.df.gov.br/wp-conteudo/uploads/2019/11/NOTA-TÉCNICA-01-2018.pdf>>.

COLLI, G. R.; BRANDÃO, R. A. Anfíbios e Répteis. In: FONSECA, F. O. (Ed.). *Águas Emendadas*. Brasília, DF: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal, 2008. p. 224–230.

COUTINHO, A. G. et al. Effects of initial functional-group composition on assembly trajectory in savanna restoration. *Applied Vegetation Science*, v. 22, n. 1, p. 61–70, 2019. DOI: 10.1111/brv.12470

CRAMER, V. A.; HOBBS, R. J.; STANDISH, R. J. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 23, n. 2, p. 104–112, 2008. DOI: 10.1016/j.tree.2007.10.005

CROUZEILLES, R. et al. A global meta-Analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications*, v. 7, n. May, p. 1–8, 2016. DOI: 10.1038/ncomms11666

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 23, n. 1, p. 63–87, 1992. DOI: 10.1146/annurev.es.23.110192.000431

DAIREL, M.; FIDELIS, A. The presence of invasive grasses affects the soil seed bank composition and dynamics of both invaded and non-invaded areas of open savannas. *Journal of Environmental Management*, v. 276, n. April, p. 111291, dez. 2020. DOI 10.1016/j.jenvman.2020.111291.

DAMASCENO, G. et al. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. *Biological Invasions*, v. 20, n. 12, p. 3621–3629, 2018. DOI: .1146/annurev.es.23.110192.000431

DE ANDRADE, L. A. Z.; MIRANDA, H. S. The dynamics of the soil seed bank after a fire event in a woody savanna in central Brazil. *Plant Ecology*, v. 215, n. 10, p. 1199–1209, 2014. DOI: 10.1007/s11258-014-0378-z

DE AZEVEDO, G. B. et al. Woody biomass accumulation in a Cerrado of Central Brazil monitored for 27 years after the implementation of silvicultural systems. *Forest Ecology and Management*, v. 455, n. September 2019, p. 117718, jan. 2020. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117718.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, v. 38, n. 2, p. 201–341, 1972.

FELFILI, J. M. et al. Changes in the floristic composition of cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology*, v. 16, n. 4, p. 579–590, 2000. DOI: 10.1017/S0266467400001589

FELFILI, J. M. et al. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. *Plant Ecology*, v. 175, p. 37–46, 2004.

FELFILI, J. M. et al. Padrões fitogeográficos e sua relação com sistemas de terra no bioma Cerrado. In: ANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). *Cerrado: Ecologia e Flora - Vol 1*. 1a. ed. Brasília: Embrapa Cerrados, 2008. p. 213–228.

FELFILI, J. M. et al. Composição florística da Estação Ecológica de Águas Emendadas

- no Distrito Federal. *Heringeriana*, v. 1, n. 2, p. 25–85, 14 ago. 2015. Disponível em: <<https://revistas.jardimbotanicodf.org/index.php/heringeriana/article/view/126>>.
- FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. *Manual para o monitoramento de parcelas permanentes*. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2005.
- FELFILI, J. M.; DA SILVA, M. C. A comparative study of cerrado (sensu stricto) vegetation in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 9, n. 3, p. 277–289, 1993.
- FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Floristic composition, diversity and structure of the “cerrado” sensu stricto on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 30, n. 3, p. 375–385, 2007. DOI: 10.1590/S0100-84042007000300004
- FIEDLER, N. C. et al. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado sensu stricto na fazenda Água Limpa-DF. *Revista Árvore*, v. 28, n. 1, p. 129–138, 2004. DOI: 10.1590/s0100-67622004000100017
- GABRIEL, A. W. et al. Semeadura Direta para Restaurar Savanas Neotropicais: uma Alternativa para Adequação Ambiental no Cerrado. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil*, v. 12, n. 1, p. 88–103, 2022. DOI: 10.37002/biobrasil.v12i1.1840
- GAGNON, P. R. et al. Fuels and fires influence vegetation via above- and belowground pathways in a high-diversity plant community. *Journal of Ecology*, v. 103, n. 4, p. 1009–1019, 2015. DOI: 10.1111/1365-2745.12421
- GOMES, L. et al. Effects and behaviour of experimental fires in grasslands, savannas, and forests of the Brazilian Cerrado. *Forest Ecology and Management*, v. 458, n. November 2019, 2020. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117804
- GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. da C. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? *Forest Ecology and Management*, v. 417, n. February, p. 281–290, 2018. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.02.032.
- GORGONE-BARBOSA, E. et al. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. *Biological Invasions*, v. 17, n. 1, p. 423–431, 2015. DOI: 10.1007/s10530-014-0740-z
- HAYS, D. P. Evaluating Bioavailability. *Drug Intelligence & Clinical Pharmacy*, v. 9, n. 1, p. 55–56, 30 jan. 1975. DOI: 10.1177/106002807500900116.
- HIGGINS, S. I. et al. Sustainable management of extensively managed savanna rangelands. *Ecological Economics*, v. 62, n. 1, p. 102–114, abr. 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092180090600293X>>.
- HOFFMANN, A.; MOREIRA, A. G. The Role of Fire in Population Dynamics of Woody Plants. In: *The Cerrados of Brazil*. New York: Columbia University Press, 2002. p. 121–139.
- HOFFMANN, W. A.; HARIDASAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology*, v. 33, n. 1, p. 29–36, 6 jan. 2008. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2007.01787.x.
- IBRAM, INSTITUTO BRASÍLIA AMBIENTAL. Planejamento da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Encarte 4. In: *Programa de Proteção, Planejamento e Gestão para a Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) e a Estação Ecológica do Jardim*

Botânico (ESEC-JB). 1. ed. Distrito Federal: Governo do Distrito Federal. Secretaria de Estado de Obras, 2009a.

IBRAM, INSTITUTO BRASÍLIA AMBIENTAL. *Plano de Manejo da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Versão Resumida*. Disponível em: <https://www.ibram.df.gov.br/wp-content/uploads/2019/05/PlanoManejo_versão-resumida_Aguas-Emendadas-compactado.pdf>.

LACERDA, M. P. C. Solos. In: FONSECA, F. O. (Ed.). *Águas Emendadas*. Brasília, DF: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal. Brasília: Seduma, 2008. p. 140–147.

LAHSEN, M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; DALLA-NORA, E. L. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environment*, v. 58, n. 6, p. 4–15, 2016. DOI: 10.1080/00139157.2016.1229537

LAMBERS, H. et al. Towards more sustainable cropping systems: lessons from native Cerrado species. *Theoretical and Experimental Plant Physiology*, v. 32, n. 3, p. 175–194, 2020. DOI: 10.1007/s40626-020-00180-z

LANNES, L. S. et al. Native and alien herbaceous plants in the Brazilian Cerrado are (co-)limited by different nutrients. *Plant and Soil*, v. 400, n. 1–2, p. 231–243, 2016. DOI: 10.1007/s11104-015-2725-9

LÖF, M. et al. Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. *New Forests*, v. 50, n. 2, p. 139–151, 2019. DOI: 10.1007/s11056-019-09713-0.

MAGURRAN, A. E. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing, 2004.

MAIA, J. M. F.; BAPTISTA, G. M. M. Clima. In: FONSECA, F. O. (Ed.). *Águas Emendadas*. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal. Brasília: Seduma, 2008. p. 101–109.

MAPBIOMAS. *Projeto MapBiomias - Coleção 7.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil*. 2022 Disponível em: <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>>.

MAPBIOMAS. *MapBiomias Fogo - Coleção 1.0*. São Paulo, 2023. Disponível em: <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>>.

MARINHO-FILHO, J. et al. Mamíferos. In: FONSECA, F. O. (Ed.). *Águas Emendadas*. Brasília, DF: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal, 2008. p. 210–223.

MEWS, H. A. et al. Does size matter? Conservation implications of differing woody population sizes with equivalent occurrence and diversity of species for threatened savanna habitats. *Biodiversity and Conservation*, v. 23, n. 5, p. 1119–1131, 2014. DOI: 10.1007/s10531-014-0651-4

MIRANDA, S. do C. de et al. Regional variations in biomass distribution in Brazilian Savanna Woodland. *Biotropica*, v. 46, n. 2, p. 125–138, 2014. DOI: 10.1111/btp.12095

MIRANDA, H. S. et al. *Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo*. Brasília: IBAMA, 2010.

MORAES, L. F. D. de; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal:

do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. *Oecologia Australis*, v. 14, n. 2, p. 437–451, 2010. DOI: 10.4257/oeco.2010.1402.07

MORANDI, P. S. et al. Tree diversity and above-ground biomass in the South America Cerrado biome and their conservation implications. *Biodiversity and Conservation*, v. 29, n. 5, p. 1519–1536, 2020. DOI: 10.1007/s10531-018-1589-8

MÜELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. *Aims and methods of vegetation ecology*. 2a. ed. New Jersey: The Blackburn Press, 2002.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. February, p. 853–858, 2000. DOI: 10.1038/35002501.

NERLEKAR, A. N.; VELDMAN, J. W. High plant diversity and slow assembly of old-growth grasslands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 117, n. 31, p. 18550–18556, 2020. DOI: 10.1073/pnas.1922266117

OLSSON, L. et al. *Land Degradation*. In: P. R. Shukla et al. (Eds.) *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/2e.-Chapter-4_FINAL.pdf>.

PAIVA, A. O.; REZENDE, A. V.; PEREIRA, R. S. Estoque de carbono em cerrado sensu stricto do Distrito Federal. *Revista Árvore*, v. 35, n. 3, p. 527–538, 2011. DOI: 10.1590/s0100-67622011000300015

PARKHURST, T.; PROBER, S. M.; STANDISH, R. J. Recovery of woody but not herbaceous native flora 10 years post old-field restoration. *Ecological Solutions and Evidence*, v. 2, n. 3, p. 11, 3 jul. 2021. DOI: 10.1002/2688-8319.12097.

PAUSAS, J. G. et al. Unearthing belowground bud banks in fire-prone ecosystems. *New Phytologist*, v. 217, n. 4, p. 1435–1448, 2018. DOI: 10.1111/nph.14982

PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, v. 8, p. 1281–1294, 1999. Disponível em: <http://web01.ib.usp.br/lepac/conservacao/Artigos/97_alien_grasses.pdf>.

PRACH, K. et al. Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites. *Landscape Research*, v. 45, n. 2, p. 247–253, 17 fev. 2020. DOI: 10.1080/01426397.2019.1593335.

REZENDE, A. V. et al. Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado sensu stricto em Brasília, DF. *Scientia Forestalis*, v. 71, n. 2, p. 65–76, 2006.

REZENDE, A. V.; PAPA, D. de A. Revegetação natural de áreas antropizadas. In: FONSECA, F. O. (Ed.). *Águas Emendadas*. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal. Brasília: Seduma, 2008. p. 199–206.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: Empresa Brasileira de Agropecuária - EMBRAPA Cerrados, 1998. p. 89–166.

- ROCHA, D. M. S.; BARBOSA-SILVA, D.; BUCCI, F. F. B. Espécies introduzidas e exóticas. In: SEDUMA (Ed.). *Águas Emendadas*. Brasília, DF: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal. Brasília: Seduma, 2008. p. 190–198.
- SALGADO, G. S. M.; GALINKIN, M. Reserva da Biosfera do Cerrado. In: FONSECA, F. O. (Ed.). *Águas Emendadas*. Brasília, DF: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal. Brasília: Seduma, 2008. p. 79–86.
- SAMPAIO, A. et al. *Potencial de regeneração natural cerrado*. Brasília, DF. Ministério do Meio Ambiente, 2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/325070183_Potencial_de_regeneracao_natural_l_cerrado#fullTextFileContent>.
- SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. *Cerrado: Ecologia e Flora - Vol 1*. 1a. ed. Brasília, DF: Embrapa Cerrados, 2008.
- SCOLFORO, H. F. et al. Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian Biomes of Savanna, Atlantic Forest and Semi-arid woodland. *PLoS ONE*, v. 10, n. 6, p. 1–20, 2015. DOI: 10.1371/journal.pone.0128781
- SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, v. 52, n. 3/4, p. 591, dez. 1965. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/2333709?origin=crossref>>.
- SILVA-MORAES, H. G.; CORDEIRO, I.; FIGUEIREDO, N. Flora and floristic affinities of the Cerrados of Maranhão state, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 76, n. 1, p. 1–21, 2019.
- SILVA JUNIOR, M. C. *100 Árvores do Cerrado sentido restrito. Guia de Campo*. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2012.
- SILVA NETO, V. L. et al. Fitossociologia e distribuição diamétrica de uma área de Cerrado Sensus Stricto, Dueré-TO. *Revista de Ciências Ambientais*, v. 10, n. 1, 2016.
- SILVEIRA, F. A. O. et al. Myth-busting tropical grassy biome restoration. *Restoration Ecology*, v. 28, n. 5, p. 1067–1073, 2020. DOI: 10.1111/rec.13202
- SMITH, P.; NKEM, J.; CALVIN, K. Interlinkages between Desertification , Land Degradation , Food Security and GHG fluxes : synergies , trade-offs and Integrated Response Options. In: ABDULLA, A. et al. (Ed.). *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. p. 1–147. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/2h.-Chapter-6_FINAL.pdf>. Acesso em nov 2022.
- SOUZA, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/17/2735>>.
- WANG, S.; KOOTEN, G. C. v. *Forestry and the New Institutional Economics: An Application of Contract Theory to Forest Silvicultural*. Reino Unido: Taylor & Francis, 2018.
- WILCOXON, F. Individual Comparisons of Grouped Data by Ranking Methods. *Journal*

of Economic Entomology, v. 39, n. 2, p. 269–270, 1 abr. 1946. Disponível em:
<<http://academic.oup.com/jee/article/39/2/269/2203647/Individual-Comparisons-of-Grouped-Data-by-Ranking>>.

ZAR, H. J. *Biostatistical Analysis*. 5a. ed. New Jersey: Pearson, 2010. v. 18

CAPÍTULO 2

DINÂMICA DA VEGETAÇÃO LENHOSA DE UMA SAVANA TROPICAL SECUNDÁRIA APÓS 33 ANOS DE REGENERAÇÃO

RESUMO

O objetivo deste capítulo foi entender as dinâmicas do estrato lenhoso arbóreo-arbustivo de uma comunidade antropizada de cerrado *sensu stricto* em sua trajetória regenerativa, a fim de subsidiar o conhecimento da resiliência da vegetação savânica. No interior da Estação Ecológica Águas Emendadas (ESECAE), utilizamos dados de cinco períodos de monitoramento do sítio antropizado (1998-2000, 2000-2002, 2002-2004, 2004-2007, 2007-2021), e dois períodos de monitoramento de um cerrado preservado (2008-2011, 2011-2021), utilizado como ecossistema de referência. A dinâmica da comunidade antropizada foi fortemente influenciada pela frequência de incêndios, e apresentou taxas de mortalidade e recrutamento muito oscilantes. No entanto, nos 23 anos de monitoramento (1998-2021) o recrutamento foi maior ($13,3\% \text{ ano}^{-1}$) que a mortalidade ($8,1\% \text{ ano}^{-1}$), demonstrando uma comunidade em plena sucessão secundária. Até 2004 a comunidade teve as maiores taxas de mudanças líquidas nos estoques de área basal e carbono, demonstrando que estava em fase de crescimento. Apesar da frequência de incêndios e do grande lapso temporal na mensuração do último período (2007-2021), nas duas décadas de monitoramento a taxa de ganho em carbono foi maior que a taxa de perda, resultando numa mudança líquida de carbono aéreo de $10,6\% \text{ ano}^{-1}$. No cerrado preservado, as taxas de mortalidade e recrutamento estiveram muito próximas em todos os períodos monitorados, e a mudança líquida em indivíduos não diferiu entre os períodos. Apesar da comunidade ter apresentado queda na densidade de indivíduos ao longo dos anos, houve incremento na área basal (mudança líquida 2008-2021 $2,1\% \text{ ano}^{-1}$) e no estoque de carbono (mudança líquida 2008-2021 $2,9\% \text{ ano}^{-1}$). A comunidade preservada apresenta-se balanceada e em equilíbrio dinâmico. Já na comunidade lenhosa antropizada, a frequência de incêndios e o histórico de uso do solo atrasaram suas taxas de crescimento e adensamento. Outros estudos demonstraram que o cerrado após uso agropecuário pode recuperar parte de sua vegetação nativa, mas ele não tende a se assimilar às suas condições históricas. Após mais de três décadas de regeneração natural, a vegetação lenhosa nativa do cerrado antropizado demonstrou ser persistente, porém com baixa resiliência (baixo potencial de regeneração natural). É necessário que novas estratégias sejam traçadas para efetiva recuperação do sítio antropizado alvo deste estudo.

Palavras-chave: restauração, Cerrado, espécies invasoras, distúrbios antrópicos, incêndios

ABSTRACT

The aim of this chapter was to understand the dynamic of the shrubby-woody stratum of an anthropogenic community of cerrado *sensu stricto* in its regenerative trajectory, to subsidize the knowledge of the resilience of the savannah vegetation. Inside the Águas Emendadas Ecological Station (ESEC AE), we used data from five monitoring periods of the anthropized site (1998-2000, 2000-2002, 2002-2004, 2004-2007, 2007-2021), and two monitoring periods of a preserved cerrado (2008-2011, 2011-2021), used as a reference ecosystem. The dynamics of the anthropized community was strongly influenced by the frequency of fires and presented fluctuating mortality and recruitment rates. In the 23 years of monitoring (1998-2021) recruitment was higher (13.3% year⁻¹) than mortality (8.1% year⁻¹), demonstrating a community in full secondary succession. Until 2004, the community had the highest rates of net change in basal area and carbon stocks, demonstrating that it was in a growth phase. Despite the frequency of fires and the large time lapse in measuring the last period (2007-2021), in the two decades of monitoring, the rate of carbon gain was greater than the rate of loss, resulting in a net change in aerial carbon of 10.6% year⁻¹. In the preserved cerrado, mortality and recruitment rates remained close in all monitored periods, and the net change in individuals did not differ between periods. Although the community showed a decrease in the density of individuals over the years, there was an increase in the basal area (net change 2008-2021 2.1% year⁻¹) and in the carbon stock (net change 2008-2021 2.9% year⁻¹). The preserved community is balanced and in dynamic equilibrium. At the anthropized community the frequency of fires and the land use history caused setbacks to the regeneration of the woody community, and delays its rates of growth and densification. Other studies showed that the cerrado after agricultural use can recover part of its native vegetation, but it does not tend to assimilate to its historical conditions. After more than three decades of natural regeneration, the native woody vegetation of the anthropized cerrado was persistent, but with low resilience (low natural regeneration potential). New strategies need to be taken to carry out the recovery of the anthropic site targeted by this study.

Key words: restoration, Cerrado, alien species, anthropic disturbances, fires

1. INTRODUÇÃO

Os distúrbios naturais são parte essencial dos ecossistemas nativos, pois promovem processos ecológicos fundamentais que orientam a trajetória de sucessão, o desenvolvimento e a diversificação dos ecossistemas (LÖF et al., 2019). No entanto, quando esses distúrbios são impactados por alterações climáticas, impulsionadas, muitas vezes, por ações antrópicas, com aumentos em frequência, severidade e tamanho, bem como com interações temporais e espaciais entre os distúrbios, essa trajetória é alterada (THOM, 2023). Isso pode, inevitavelmente, comprometer o funcionamento das florestas e o suprimento de recursos ecossistêmicos à sociedade, incluindo o seu potencial de mitigação das alterações climáticas (THOM; SEIDL, 2016; PATACCA et al., 2023).

As mudanças no uso e cobertura do solo estão entre os mais preocupantes distúrbios antrópicos nos ecossistemas terrestres, pois causam perdas em biodiversidade e mudanças nos processos e serviços ecossistêmicos (MEA, 2005). Seus efeitos também dependem fortemente do tipo, da intensidade, frequência e duração do distúrbio (WHITE; JENTSCH, 2001; FOLEY et al., 2005). Associados às mudanças no uso e cobertura do solo, os desmatamentos, os incêndios, a mineração, a exploração predatória dos recursos florestais, entre outros, acarretam grandes impactos na estrutura e função dos ecossistemas terrestres (SONG et al., 2018; HERMHUK et al., 2020), levando a degradação e não estabilidade do sistema (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010; ALLAN et al., 2015).

No Brasil, os biomas Amazônia e Cerrado encabeçam a lista atual dos biomas brasileiros com os maiores impactos sobre a cobertura original da terra. Em 2022, o desmatamento no Cerrado foi equivalente a um terço do total de áreas desmatadas no país (32,1%) (MAPBIOMAS, 2023a). A exploração de material lenhoso para fins energéticos e a ocupação de áreas naturais pela agricultura e pastagem estão entre os potenciais transformadores da paisagem natural do bioma, que é comumente chamado de savana brasileira (SANO et al., 2019; MAPBIOMAS, 2023a).

No Cerrado, as mudanças no uso e cobertura do solo têm ocorrido muito rapidamente e em extensas áreas, e é nesta região que mais se concentram as atividades agropecuárias (GOEDERT; WAGNER; BARCELLOS, 2008). Cerca de 50% da área original do bioma estão sob uso agrícola (SANO et al., 2008; BEUCHLE et al., 2015), e de toda a área já antropizada do Cerrado, mais da metade está atualmente ocupada por pastagens (MAPBIOMAS, 2022). O Cerrado é um ecossistema savânico adaptado a resistir a estresses hídricos, nutricionais, e frequentes incêndios florestais (CASTRO;

KAUFFMAN, 1998), o que leva a uma crença de que o Cerrado é altamente resiliente, com grande capacidade de resistência a distúrbios naturais e antrópicos e alta capacidade de se recuperar (REZENDE; PAPA, 2008). No entanto, é importante distinguir a resiliência do Cerrado após a ocorrência de distúrbios naturais, para os quais ele se adaptou durante sua história evolutiva, daqueles distúrbios recentes, causados com grande intensidade e frequência pelas atividades antrópicas de uso e manejo do solo (BUISSON et al., 2019).

Entre as formações florestais, savânicas e campestres, o cerrado *sensu stricto* é a fisionomia mais visada para atividades agropecuárias (FELFILI; CARVALHO; HAIDAR, 2005). Os pastos no Brasil são compostos em quase sua totalidade por gramíneas forrageiras africanas, que dominam o estrato herbáceo nas áreas em que foram introduzidas, ameaçando a regeneração das espécies nativas, além de avançar sobre sítios abandonados ou fragmentos florestais remanescentes (PIVELLO; SHIDA; MEIRELLES, 1999; HOFFMANN; HARIDASAN, 2008; BRAZ et al., 2013).

A existência de grandes áreas agrícolas abandonadas deve se tornar cada vez mais comum em um país em que essa atividade já alcançou escalas industriais (RAJÃO et al., 2020). Muitas dessas áreas são abandonadas por fazendeiros para cumprir legislação florestal e destinar 20% da propriedade para a Reserva Legal, que deve estar coberta por vegetação nativa, protegida ou recuperada (CAVA et al., 2018). Uma maior quantidade de pastos abandonados, distantes de remanescentes nativos, em uma paisagem altamente fragmentada, ameaça ser a realidade futura do Bioma Cerrado (STRASSBURG et al., 2014), e as mudanças climáticas adicionam mais uma camada de complexidade a essa ameaça (OLSSON et al., 2019).

A restauração de áreas degradadas é um desafio tanto na definição de seus objetivos e metas, como nas práticas de manejo e de intervenção que devem ser aplicadas. Nem sempre é factível a restauração de um ecossistema às suas condições originais ou similar à paisagem ao redor (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008). Ao contrário disso, é comum que a recuperação de ambientes priorize a proteção de habitats, o aumento da biodiversidade, a recomposição de serviços ecossistêmicos ou mesmo a recreação (CORREA; LEITE; BASTOS, 1998; PRACH et al., 2020). Nesse contexto, ainda há muito debate se a regeneração natural pode atingir os objetivos da restauração de maneira eficiente, ou seja, dentro de um tempo aceitável e de baixo custo, principalmente frente à heterogeneidade ambiental em ecossistemas tropicais (LÖF et al., 2019; PRACH et al., 2020).

A restauração de comunidades após uso agropecuário é lenta, podendo levar de décadas a séculos, existindo, inclusive, limiares e transições entre estágios, controlados por interações bióticas ou abióticas (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008; NERLEKAR; VELDMAN, 2020). Dessa maneira, ecossistemas podem passar por diferentes estágios no processo de recuperação de sua vegetação nativa, existindo mais de um estágio de equilíbrio, ou de transição. Como os ecossistemas são heterogêneos no espaço e no tempo, é necessário um olhar dinâmico para as características que indicam alterações ou recuperação dos componentes da vegetação (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008; MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010).

São raros os estudos que acompanharam a trajetória temporal de savanas secundárias que foram abandonadas após usos produtivos do solo, quantificando diretamente a recuperação de seus estoques (BUISSON et al., 2019; PRACH et al., 2020). Especificamente para as áreas do Cerrado, a taxa com que a vegetação se recupera, como essas taxas variam, e qual a sua capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos equivalentes à vegetação preservada ainda são informações incertas e inconsistentes (CAVA et al., 2018, 2020; MORANDI et al., 2020).

No interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal, há um fragmento de Cerrado com histórico de uso agropecuário, forte presença de gramíneas exóticas invasoras, e que está em regeneração natural desde 1988 (REZENDE; PAPA, 2008; ROCHA; BARBOSA-SILVA; BUCCI, 2008). Nesse sítio antropizado, as espécies lenhosas regenerantes não só competem com gramíneas invasoras, mas também estão sujeitas a frequentes incêndios.

Através de dados temporais de parcelas permanentes instaladas nesse sítio antropizado da ESECAE, este estudo buscou investigar a trajetória histórica do retorno da vegetação lenhosa nativa do Cerrado no contexto de uma área intensamente antropizada no passado, e ainda sujeita a distúrbios atualmente. Para isso, utilizamos também uma área adjacente protegida como ecossistema de referência.

O objetivo deste capítulo foi entender as flutuações demográficas e de crescimento da comunidade antropizada de cerrado *sensu stricto* em sua trajetória regenerativa, a fim de subsidiar o conhecimento da resiliência da vegetação savânica. Buscamos responder: i) Quais foram as taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento do estrato lenhoso arbóreo-arbustivo no cerrado antropizado?; ii) essa dinâmica demográfica foi similar ao cerrado preservado utilizado como ecossistema de referência?; iii) a dinâmica da comunidade antropizada reflete um ambiente regenerante ou sob perturbação?

Considerando a intensidade das perturbações ocasionadas pelas atividades agropecuárias, e pela invasão de espécies de gramíneas exóticas, estabelecemos como hipótese neste capítulo que o histórico de uso da área impactou a capacidade de recuperação da vegetação, e a dinâmica demográfica e de crescimento do cerrado antropizado refletirá uma comunidade com baixa resiliência, e baixa capacidade de se regenerar naturalmente.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de Estudo

Este estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), localizada na região nordeste do Distrito Federal, a uma altitude média de 1.100 metros. A ESECAE ocupa uma área total de 10.547 ha e é formada por dois polígonos, separados entre si pela DF-128 (Figura 1). O clima local é de savana (Aw de Köppen), com temperatura média anual de 23°C e precipitação média anual de 1.552 mm (MAIA; BAPTISTA, 2008). A vegetação é típica do Cerrado, representada por formações florestais, savânicas e campestres, com maior predominância do cerrado *sensu stricto* (75%) (IBRAM, 2009a).

Este estudo envolveu duas áreas de cerrado *sensu stricto*, sendo uma em condição antropizada e outra em condição preservada. A área de cerrado antropizado está localizada no menor polígono da ESECAE, entre as coordenadas geográficas 15°34'55" - 15°35'57" S e 47°40'42" - 47°41'50" W e a área preservada está localizada no polígono maior, entre as coordenadas 15°32' - 15°35'S e 47°38' - 47°40'W (Figura 1).

Originalmente a área de cerrado *sensu stricto* antropizado pertencia a uma propriedade particular e, em 1976, foi desmatada para uso da bovinocultura, que se manteve até 1980, quando, a partir desta data, passou a ser ocupada pela cultura da soja até 1987 (REZENDE; PAPA, 2008). Em 1988 a área foi desapropriada por força de decreto distrital, e incorporada à ESECAE, onde, desde então, encontra-se protegida para permitir a regeneração natural da sua vegetação original (IBRAM, 2009a). Todavia, mesmo estando protegida dentro da ESECAE, a área é frequentemente atingida por incêndios florestais, com registros nos anos de 1988, 1992, 1993, 2007, 2010, 2014, 2016, 2017, 2019 e 2020 (MAPBIOMAS, 2023b). A área situa-se sobre Latossolo Vermelho-Amarelo (LACERDA, 2008) e é totalmente dominada por gramíneas exóticas e invasoras.

Por outro lado, o cerrado *sensu stricto* preservado é considerado íntegro, sem histórico de distúrbios decorrentes de atividades agropecuárias. Neste sítio, que situa-se sobre Latossolo Vermelho (LACERDA, 2008), foram registrados incêndios florestais nos anos 1989, 1993, 2010 e 2016 (MAPBIOMAS, 2023b).

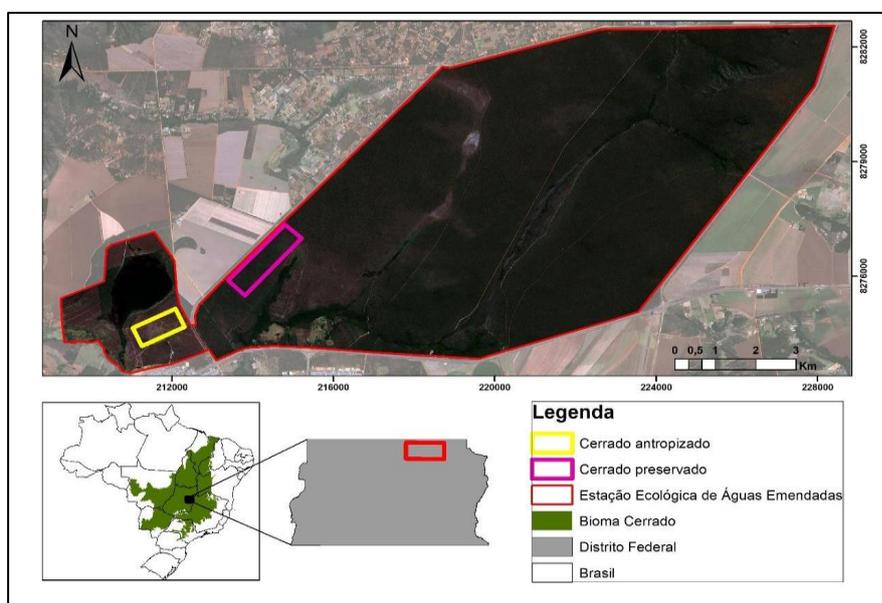


Figura 1: Localização dos sítios amostrados de cerrado *sensu stricto* no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), Distrito Federal, Brasil.

2.2. Coleta de dados

Em 1998 foi implantado um inventário contínuo da vegetação na área de cerrado *sensu stricto* antropizado, com a instalação de 10 parcelas permanentes de 0,1 ha (20 m x 50 m), distribuídas aleatoriamente. Em 1998 foram mensurados em cada parcela todos os indivíduos lenhosos arbóreos e arbustivos, vivos e mortos em pé, com diâmetro da base (Db), tomado à 30 cm do solo, igual ou superior a 5 cm. Cada indivíduo lenhoso foi georreferenciado dentro da parcela (coordenadas X e Y), e recebeu uma etiqueta de alumínio contendo um número de identificação. Os valores de Db e altura total dos indivíduos foram registrados. Para os indivíduos com mais de um fuste (vivo ou morto) saindo abaixo de 30 cm do solo, foi realizada a medição do Db e da altura total de cada fuste. Cada fuste também recebeu uma etiqueta de alumínio contendo um número de identificação.

Em cada novo monitoramento foi realizada a medição do Db e da altura total de todos os indivíduos lenhosos remanescentes, vivos e mortos em pé, registrados num inventário anterior. Foram registrados também todos os indivíduos lenhosos e fustes que

morreram e que foram recrutados durante o período monitorado. No caso dos indivíduos que morreram durante o período monitorado foram contabilizados todos aqueles mortos em pé, mortos caídos ou desaparecidos.

No cerrado preservado, a implantação do inventário contínuo ocorreu em 2008, onde também foram instaladas 10 parcelas permanentes de 0,1 ha (20 m x 50m), distribuídas de forma aleatória na área. O inventário seguiu o mesmo procedimento adotado na área de cerrado antropizado, e os monitoramentos das parcelas ocorreram em 2008, 2011 e 2021.

Como as duas áreas de cerrado *sensu stricto* estão localizadas próximas e sob condições edáficas e climáticas semelhantes, assumimos que originalmente o cerrado antropizado apresentava características florísticas e estruturais semelhantes às do cerrado preservado. Portanto, o cerrado preservado foi considerado um ecossistema de referência da vegetação natural do cerrado *sensu stricto* da ESECAE (Figura 2) e os parâmetros da sua vegetação lenhosa arbórea-arbustiva foram utilizados como indicadores de referência para avaliar a resiliência da vegetação do cerrado antropizado.



Figura 2: Vista em campo do A) sítio de cerrado *sensu stricto* preservado, utilizado como ecossistema de referência, e do B) sítio de cerrado *sensu stricto* antropizado, em regeneração desde 1988, evidenciando o domínio de gramíneas exóticas invasoras, no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal, Brasil.

2.3. Dinâmica da vegetação

Avaliamos a dinâmica da comunidade lenhosa arbóreo-arbustiva das áreas de

cerrado *sensu stricto* antropizada e preservada considerando as variáveis densidade de indivíduos por hectare (ind ha^{-1}), estoque de área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e estoque de carbono aéreo (Mg ha^{-1}).

Em ambas as áreas, o cálculo da densidade de indivíduos por parcela somente considerou um fuste, no caso daqueles indivíduos que apresentavam dois ou mais fustes. Por outro lado, o cálculo da área basal e do estoque de carbono por parcela considerou, respectivamente, a soma total das áreas seccionais e dos estoques de carbono de cada fuste de cada indivíduo lenhoso.

Estimamos o estoque de carbono aéreo de cada fuste lenhoso a partir de uma equação alométrica ajustada para o cerrado *sensu stricto* do Distrito Federal, (REZENDE et al., 2006), que considera a biomassa lenhosa aérea acima do solo, para fustes com $Db \geq 5$ cm e galhos com diâmetro mínimo de 3 cm. O ajuste da equação também considerou um teor médio de carbono igual a 50% da biomassa lenhosa seca dos fustes (BODIG; JAYNE, 1993), independente da espécie. A equação utilizada é dada por:

$$EC = -0,24564 + 0,01456 \cdot Db^2 \cdot H$$

$$(R^2 = 98,29\% \text{ e } Syx = 25,79\%)$$

em que EC é o estoque de carbono (kg) por fuste; Db é o diâmetro do fuste tomado a 30 cm do solo (cm); H é a altura total (m); R^2 é o coeficiente de determinação da equação e Syx é o erro-padrão da estimativa da equação.

Para avaliar a dinâmica da comunidade lenhosa no cerrado antropizado consideramos as mudanças ocorridas nos diferentes períodos monitorados, isto é, 1998-2000, 2000-2002, 2002-2004, 2004-2007, 2007-2021 e 1998-2021. No cerrado preservado os períodos analisados foram: 2008 - 2011, 2011 - 2021 e 2008 - 2021.

Para o obter as taxas de mortalidade (M_o) e recrutamento (R_e) de cada comunidade (cerrado antropizado e preservado) e em cada período monitorado utilizamos as equações propostas por Sheil; Burslem; Alder (1995), ou seja:

$$M_o = \left\{ 1 - \left[\frac{(N_o - N_m)}{N_o} \right]^{1/t} \right\} \cdot 100$$

$$R_e = \left[1 - \left(1 - \frac{N_r}{N_t} \right)^{1/t} \right] \cdot 100$$

em que M_o é a taxa de mortalidade ($\% \text{ ano}^{-1}$); R_e é a taxa de recrutamento ($\% \text{ ano}^{-1}$); t é o tempo transcorrido entre duas medições (anos); N_o é o número inicial de indivíduos (ind ha^{-1}); N_t é o número final de indivíduos (ind ha^{-1}); N_m é o número de indivíduos mortos

no período (ind ha⁻¹) e N_r é o número de indivíduos recrutados no período (ind ha⁻¹).

Para comparar taxas de mortalidade e recrutamento de monitoramentos com diferentes intervalos de tempo, utilizamos o fator de correção λ (LEWIS et al., 2004), dado por:

$$\lambda = \lambda \cdot t^{0,08}$$

em que t é o tempo transcorrido entre as medições, em anos.

Obtivemos o Incremento Periódico Anual em diâmetro (IPA_{Db}), em cm ano⁻¹, de cada indivíduo lenhoso, em cada comunidade, e em cada período monitorado pela seguinte equação (SOUZA; SOARES, 2013):

$$IPA_{Db} = \frac{(Db_t - Db_0)}{t}$$

em que Db_t é o diâmetro (cm) no final do período monitorado; Db₀ é o diâmetro (cm) no início do período monitorado e t é o tempo transcorrido entre duas medições, em anos.

Para cada período monitorado, obtivemos o IPA_{Db} médio de cada comunidade de cerrado *sensu stricto* a partir da média aritmética dos IPA_{Db} de todos os indivíduos daquela comunidade, durante um determinado período monitorado.

Além do IPA_{Db} médio, obtivemos também os incrementos periódicos anuais médios líquido (IPA_{liq}) e bruto (IPA_{bruto}) em estoque de carbono (Mg ha⁻¹ ano⁻¹) em cada comunidade, conforme equações (DAVIS; JOHNSON, 1987):

$$IPA_{liq} = \frac{(C_r + C_{inc} - C_{MP} - C_{mortas})}{t}$$
$$IPA_{bruto} = \frac{(C_r + C_{inc} + C_{MP} + C_{mortas})}{t}$$

em que C_r é o recrutamento em estoque de carbono (Mg ha⁻¹); C_{inc} é o incremento em estoque de carbono dos indivíduos remanescentes vivos (Mg ha⁻¹); C_{MP} é o estoque de carbono dos indivíduos mortos em pé (Mg ha⁻¹); e C_{mortas} é o estoque de carbono dos indivíduos mortos e que não permaneceram em pé (Mg ha⁻¹); e t é o intervalo de tempo em anos.

Para a mudança líquida, representada pelas perdas ou ganhos em cada comunidade, durante cada período monitorado, consideramos as variáveis densidade de indivíduos (ind ha⁻¹), área basal (m² ha⁻¹) e estoque de carbono (Mg ha⁻¹), e a obtivemos a partir da equação de Korning; Balslev (1994), ou seja:

$$Ml_{ind} = [(N_t/N_0)^{\frac{1}{t}} - 1] \cdot 100$$

$$Ml_{Ab} = [(Ab_t/Ab_0)^{\frac{1}{t}} - 1] \cdot 100$$

$$Ml_C = [(C_t/C_0)^{\frac{1}{t}} - 1] \cdot 100$$

em que Ml_{ind} é a mudança líquida na densidade de indivíduos (% ind ano⁻¹); Ml_{Ab} é a mudança líquida em área basal (% ano⁻¹); Ml_C é a mudança líquida no estoque de carbono (% ano⁻¹); N_0 é o número inicial de indivíduos no período monitorado (ind ha⁻¹); N_t é o número final de indivíduos no período monitorado (ind ha⁻¹); Ab_t é a área basal ao final do período monitorado; Ab_0 é a área basal do início do período monitorado; C_t é o estoque de carbono ao final do período monitorado; C_0 é o estoque de carbono no início do período monitorado e t é o tempo transcorrido entre duas medições, em anos.

Calculamos taxa de rotatividade (*turnover*), que representa a taxa de reposição de indivíduos (KORNING; BALSLEV, 1994) em cada comunidade, a partir das taxas de mortalidade (M_o) e recrutamento (R_e), ou seja:

$$T = \frac{M_o + R_e}{2}$$

em que T é a taxa de rotatividade (% ano⁻¹); M_o é a taxa de mortalidade (% ano⁻¹); e R_e é a taxa de recrutamento (% ano⁻¹).

Avaliamos também as taxas de perda e ganho em estoque de carbono (SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000) para as duas comunidades de cerrado *sensu stricto*, ao longo dos períodos monitorados. Desta forma, consideramos as alterações nos estoques de carbono da comunidade em cada período monitorado. Indivíduos mortos em pé foram contabilizados como estoque aéreo, já que sustentam parte do estoque aéreo da comunidade. Para a perda em estoque de carbono consideramos os indivíduos lenhosos que morreram, porém, caíram durante cada período monitorado. Obtivemos o incremento em estoque de carbono de cada comunidade pela diferença positiva entre o estoque acumulado no final de um período monitorado e aquele no início do período ($t_f - t_i$), ocasionado pelo crescimento natural dos indivíduos sobreviventes. Para o decremento consideramos a diferença negativa entre o estoque no final e no início de um período monitorado, podendo ser decorrente da perda por morte de fustes, por quebra de fustes ou perda de casca do fuste.

As taxas de perda e ganho calculamos a partir das seguintes equações:

$$P = \left\{ 1 - \left[(C_0 - C_m - C_e) / C_0 \right]^{1/t} \right\} \cdot 100$$

$$G = \left\{ 1 - \left[1 - (C_r + C_i) / C_t \right]^{1/t} \right\} \cdot 100$$

em que P é a perda média anual em estoque de carbono (% ano⁻¹) durante um período; G é o ganho médio anual em estoque de carbono (% ano⁻¹); C₀ é o estoque de carbono no início do período; C_m é o estoque de carbono perdido por mortalidade; C_e é o estoque de carbono perdido por quebra ou perda parcial do fuste ou perda de casca (decréscimo de sobreviventes); C_r é o estoque de carbono ganho com recrutamento; C_i é o estoque de carbono ganho por incremento de sobreviventes; C_t é o estoque de carbono ao final do período e t é o tempo transcorrido entre duas medições, em anos.

Para verificar a ocorrência de mudanças significativas nas taxas avaliadas ao longo dos períodos monitorados, utilizamos o teste de normalidade de Shapiro-Wilk, seguido do teste t parerado, para as variáveis que apresentaram distribuição normal, e do teste pareado de Wilcoxon, para aquelas taxas com distribuição não normal, ao nível de 95% de probabilidade.

3. RESULTADOS

3.1. Cerrado antropizado

3.1.1. Dinâmica de indivíduos

Nos primeiros seis anos de monitoramento (1998 a 2004), houve aumento constante, gradual e significativo na densidade de indivíduos lenhosos da comunidade no cerrado antropizado (teste de Wilcoxon, p<0,05), período em que as taxas de recrutamento foram maiores que as de mortalidade (Figura 3). O primeiro intervalo monitorado (1998-2000) apresentou a maior taxa de recrutamento (21,7% ano⁻¹), resultando numa maior taxa de mudança líquida de indivíduos (24,7% ano⁻¹), comparado a toda a série histórica analisada (Apêndice 6.1).

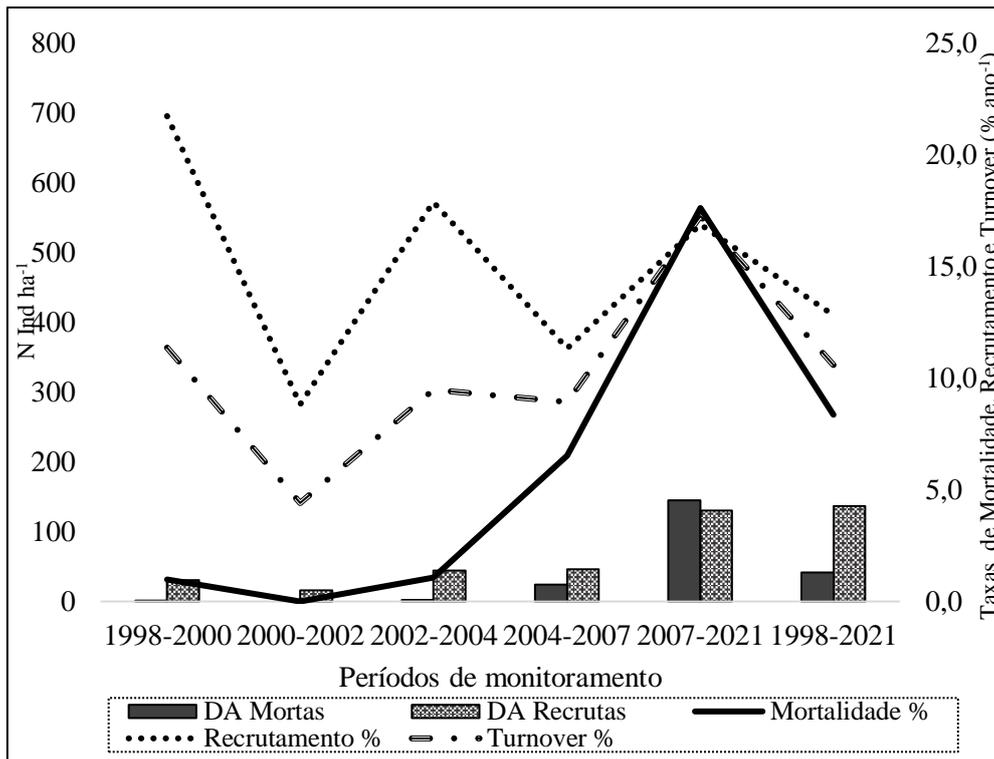


Figura 3: Densidade de indivíduos lenhosos (ind ha⁻¹) mortos (DA Mortas) e recrutados (DA Recrutas), e taxas de mortalidade (% ano⁻¹), recrutamento (% ano⁻¹) e turnover (% ano⁻¹), registrados ao longo de seis períodos de monitoramento em área de cerrado *sensu stricto* antropizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.

O cerrado antropizado passou por um longo período sem eventos de fogo (entre 1993 e 2007), época em que ocorreram quatro monitoramentos na área, coincidindo com o aumento constante de indivíduos e baixas taxas de mortalidade. Entre 2000 e 2002, a taxa de mortalidade foi nula (Apêndice 6.1). Em contrapartida, no último período (2007-2021), a área passou por cinco eventos de fogo (2014, 2016, 2017, 2019 e 2020), que correspondem à maior frequência de incêndios em todo período monitorado. Este período apresentou a maior taxa de mortalidade da série histórica, 17,6% ano⁻¹, resultando em uma mudança líquida de indivíduos negativa (Apêndice 6.1).

A alta mortalidade registrada no último monitoramento também é reflexo do longo período sem mensuração das parcelas amostrais (2007-2021) e, portanto, os efeitos dos incêndios sobre a comunidade foram mensurados cumulativamente em 2021. Algumas parcelas mensuradas em 2021 refletiram elevado dinamismo na comunidade arbórea, com registros de 100% de mortalidade e 100% de recrutamento.

Considerando toda a série histórica monitorada (1998-2021), a comunidade antropizada apresentou uma taxa de mortalidade de 8,8% ano⁻¹. A comunidade apresentou altas taxas de recrutamento em todos os períodos e, considerando toda a série histórica, a

taxa de recrutamento foi maior que a taxa de mortalidade (12,8% ano⁻¹ entre 1998-2021) (Figura 3).

A oscilação nas taxas de recrutamento e mortalidade ao longo do período monitorado também pode ser observada pela taxa de rotatividade (*turnover*) de indivíduos na comunidade (Figura 3). O período 2007-2021 apresentou uma taxa de rotatividade (*turnover*) significativamente superior às registradas nos monitoramentos anteriores (17,2% ano⁻¹) (teste de Wilcoxon, $p < 0,05$), caracterizando este período como o mais dinâmico na série de dados (Apêndice 6.1).

3.1.2. Dinâmica dos estoques

As mudanças líquidas nos estoques de área basal e de carbono apresentaram tendências similares ao longo dos monitoramentos. As maiores mudanças líquidas em estoques da série histórica ocorreram até 2004, demonstrando que nos primeiros 16 anos após a proteção da área, a regeneração encontrava-se numa fase de crescimento, sem grandes intercorrências.

A mudança líquida em área basal nos 23 anos de monitoramento (1998-2021) foi de 8,1% ano⁻¹, e o incremento periódico anual em diâmetro (IPA_{Db}) dos indivíduos sobreviventes em todo esse período foi de 0,52 cm ano⁻¹ (Figura 4), tendo sido registrados valores de IPA_{Db} oscilando entre 0,39 e 0,69 cm ano⁻¹ (Apêndice 6.1).

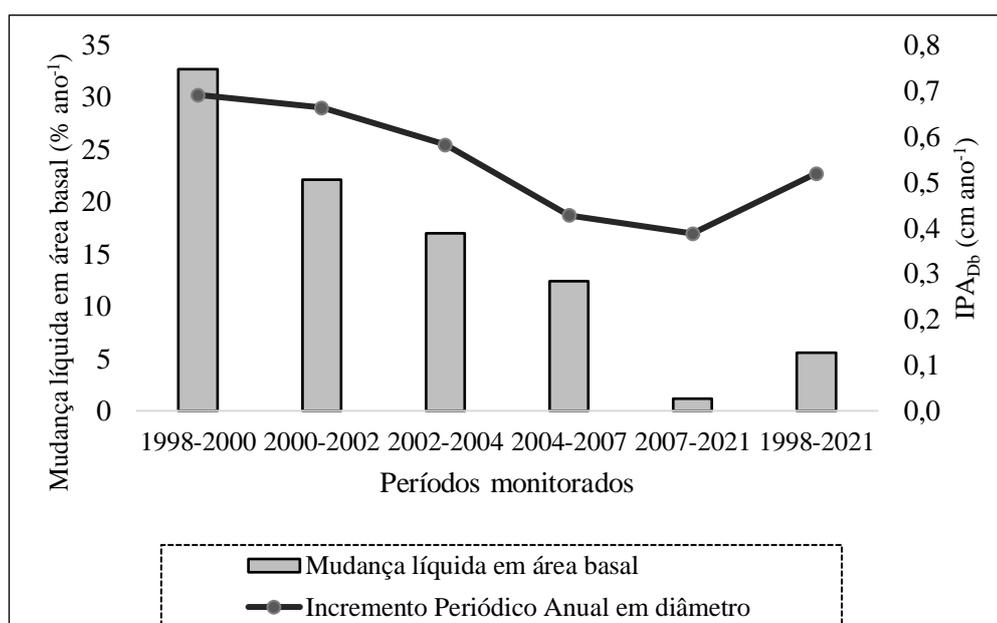


Figura 4: Mudança líquida em área basal (% ano⁻¹) e incremento periódico médio anual em diâmetro (IPA_{Db}), em cm ano⁻¹, registrados em cinco períodos de monitoramento em

área de cerrado *sensu stricto* antropizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.

As taxas de ganho e perda de carbono oscilaram ao longo dos períodos monitorados, influenciadas, principalmente, pela perda de indivíduos ou decréscimo (Figura 5). Entre 2002-2004 houve perda de estoque de carbono por decréscimo de sobreviventes, o que influenciou uma alta taxa de perda em estoque de carbono, porém não significativa (teste de Wilcoxon, $p > 0,05$; Apêndice 6.1). Em 2007-2021 a taxa de perda de carbono foi significativamente mais alta (teste de Wilcoxon, $p < 0,01$) em reflexo da alta mortalidade (teste de Wilcoxon, $p < 0,01$; Apêndice 6.1). Nesse mesmo período (2007-2021), a taxa de ganho ($11,4 \% \text{ ano}^{-1}$) ficou muito próxima à taxa de perda, resultando na menor taxa de mudança líquida de estoque de carbono ($2,6\% \text{ ano}^{-1}$) na série temporal.

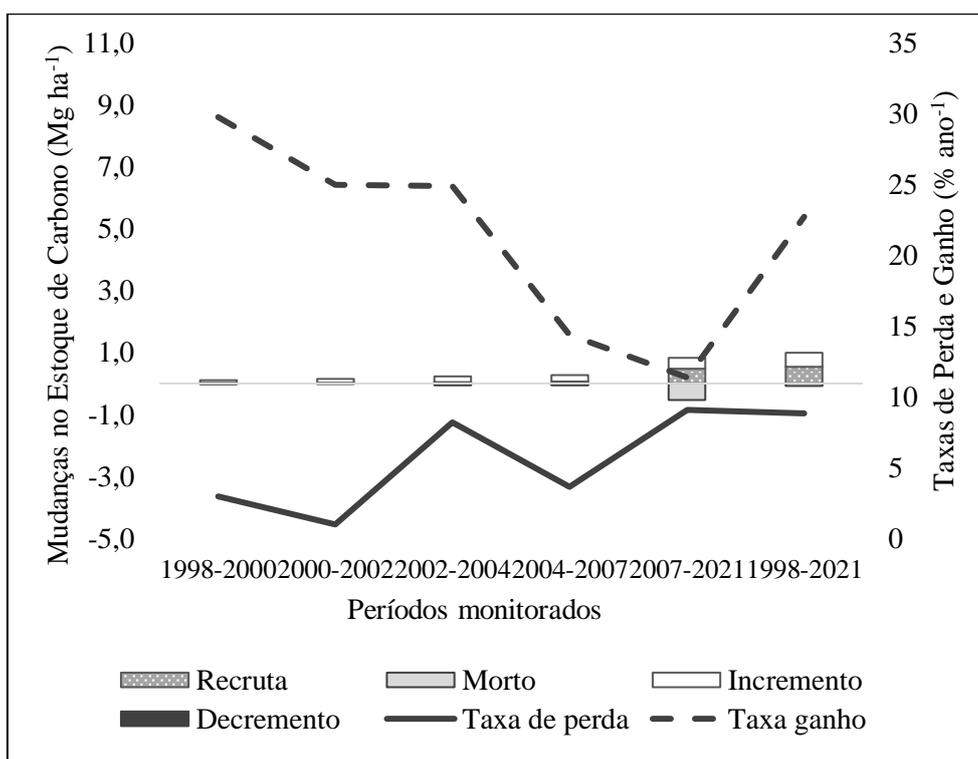


Figura 5: Mudanças no estoque de carbono (Mg ha^{-1}) do estrato arbóreo-arbustivo registradas em seis períodos de monitoramento em área de cerrado *sensu stricto* antropizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.

De maneira semelhante, os incrementos periódicos anuais (IPA) líquido e bruto em carbono foram muito similares nos primeiros períodos de monitoramento, uma vez que até 2004 a mortalidade na área foi baixa. Nos dois últimos períodos (2004-2007 e

2007-2021), o incremento bruto (IPA_{bruto}) foi maior que o líquido (IPA_{liq}), influenciados pelos estoques de carbono perdidos, decorrentes da mortalidade de indivíduos que permaneceram em pé ou que desapareceram (Apêndice 6.1).

Não obstante, em todos os períodos, a taxa de ganho em estoque de carbono, representado pelo incremento em estoque de carbono de sobreviventes e recrutamento de novos indivíduos, foi maior que a perda (decréscimo do estoque de carbono de sobreviventes e mortalidade de árvores). No primeiro monitoramento realizado na área, em 1998, o estoque de carbono registrado foi de $0,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ e, após 23 anos de monitoramento, passou para $1,02 \text{ Mg ha}^{-1}$ (teste de Wilcoxon, $p < 0,05$). Dessa maneira, em mais de duas décadas de monitoramento, os ganhos superaram as perdas, resultando numa mudança líquida de carbono aéreo de $10,6\% \text{ ano}^{-1}$ (Apêndice 6.2).

3.2. Cerrado preservado

3.2.1. Dinâmica de indivíduos

No cerrado preservado, o primeiro período de monitoramento (2008-2011) foi o único em que o recrutamento da comunidade esteve acima da taxa de mortalidade (Figura 6), resultando na maior taxa de rotatividade ($5,62\% \text{ ano}^{-1}$) e baixa mudança líquida de indivíduos, apesar de positiva ($0,75\% \text{ ano}^{-1}$). No segundo período de monitoramento (2011-2021) a comunidade apresentou uma taxa de mortalidade ($3,7\% \text{ ano}^{-1}$) levemente superior à taxa de recrutamento ($3,2\% \text{ ano}^{-1}$) e, por conseguinte, uma taxa negativa de mudança líquida de indivíduos ($-0,44\% \text{ ano}^{-1}$) (Apêndice 6.2). No entanto, a mudança líquida na densidade de indivíduos nos períodos de 2008 a 2011 e 2011 a 2021 não diferiu significativamente (teste t, $p > 0,05$).

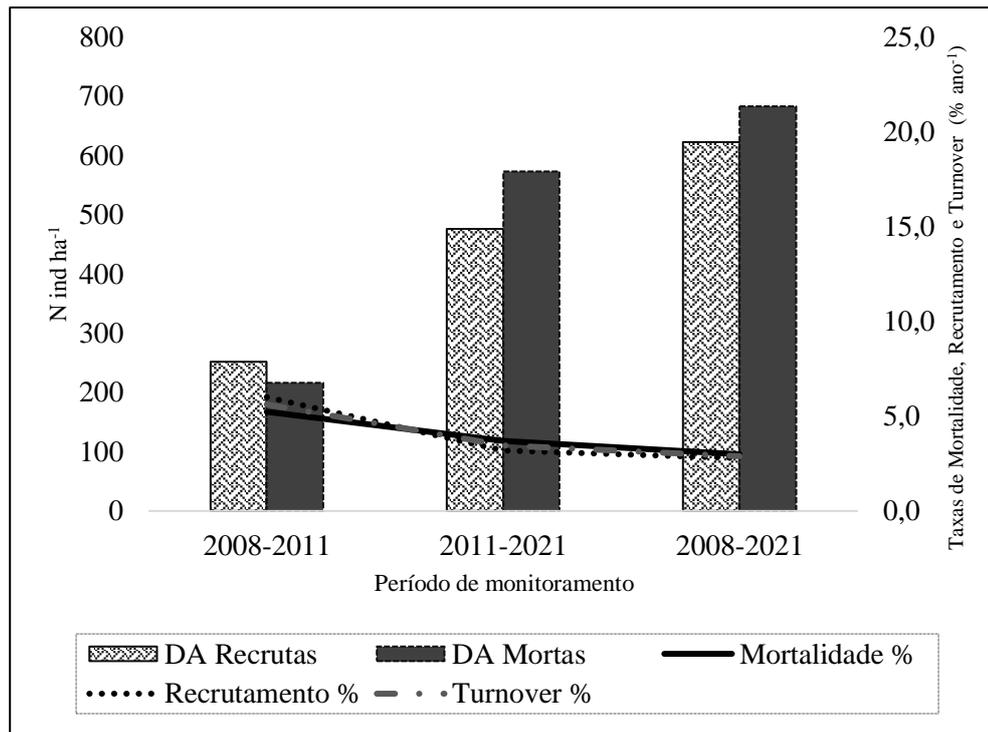


Figura 6: Densidade de indivíduos lenhosos (ind ha⁻¹) mortos (DA Mortas) e recrutados (DA Recrutadas), e taxas de mortalidade (% ano⁻¹), recrutamento (% ano⁻¹) e turnover (% ano⁻¹), registrados ao longo de três períodos de monitoramento em área de cerrado *sensu stricto* preservado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.

Nos 13 anos de monitoramento (2008-2021), o cerrado preservado também apresentou taxa de mortalidade (2,99% ano⁻¹) levemente superior à taxa de recrutamento (2,79% ano⁻¹). As taxas de rotatividade (*turnover*) foram estatisticamente semelhantes (teste t, p>0,05) nos dois períodos avaliados de 2008 a 2011 e 2011 a 2021 (Figura 6, Apêndice 6.2).

3.2.2. Dinâmica dos estoques

A mudança líquida em área basal no cerrado preservado no período de 2008 a 2011 foi de 3,88% ano⁻¹, contudo, esse valor reduziu significativamente no período de 2011 a 2021 (1,61% ano⁻¹) (teste t, p<0,05). Nos 13 anos de monitoramento, a mudança líquida em área basal foi de 2,13% ano⁻¹ (Figura 7, Apêndice 6.2). Entre 2008 e 2021 o incremento periódico anual em diâmetro (IPA_{Db}) foi de 0,26 cm ano⁻¹, com variação pequena e não significativa entre os períodos de monitoramento (teste de Wilcoxon, p>0,1).

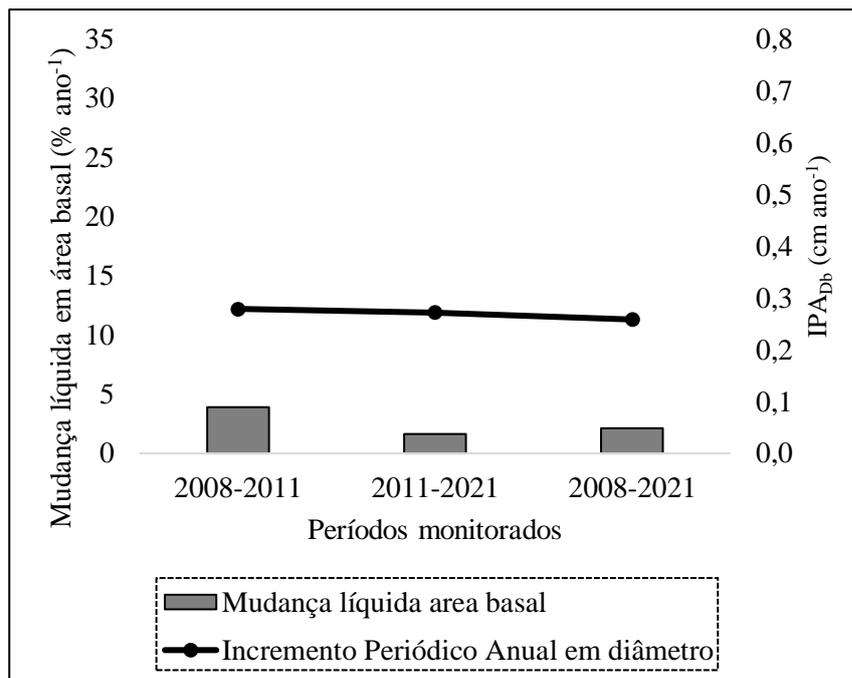


Figura 7: Valores de mudança líquida em área basal (% ano⁻¹) e incremento periódico anual (IPA) em diâmetro (cm ano⁻¹) registrados em dois períodos de monitoramento em cerrado *sensu stricto* preservado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.

De modo similar, a maior mudança líquida em estoque de carbono ocorreu no período de 2008 a 2011 (5,14 % ano⁻¹), e foi significativamente menor no período de 2011 a 2021 (2,2 % ano⁻¹) (teste t, $p < 0,05$), o que pode ser reflexo da perda de carbono pela mortalidade (Apêndice 6.4). Todavia, os ganhos superaram as perdas, e a comunidade apresentou taxa de ganho em carbono maior que a taxa de perda em cada período monitorado (Figura 8). Em toda a série história analisada, a taxa de ganho em carbono foi de 5,65 % ano⁻¹.

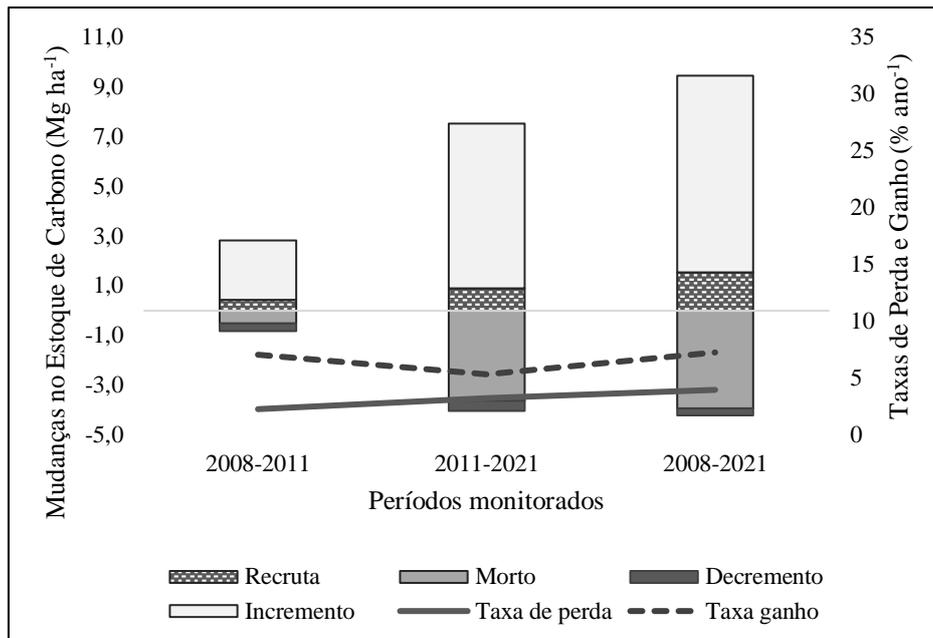


Figura 8: Mudanças no estoque de carbono (Mg ha^{-1}) do estrato arbóreo-arbustivo registradas em três períodos de monitoramento em área de cerrado *sensu stricto* preservado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no Distrito Federal.

Embora a redução da densidade dos indivíduos não tenha sido significativa na comunidade de cerrado *sensu stricto* preservado (teste t, $p > 0,05$), entre os intervalos 2008-2011 e 2011-2021 (Apêndice 6.2), as mudanças líquidas em área basal e carbono (teste t) foram significativas ($p < 0,05$).

4. DISCUSSÃO

Entre 2008 e 2021 o cerrado preservado da ESECAE passou por dois eventos de incêndios, em 2010 e 2016 (MAPBIOMAS, 2023b), e conseguiu absorver os distúrbios ocasionais do fogo. Neste caso, tal como ocorre em comunidades maduras, o equilíbrio dinâmico caracteriza-se pela substituição contínua dos indivíduos mortos por novos indivíduos recrutados, que ocupam os espaços deixados pela mortalidade, mantendo, assim, preservadas a estrutura e a composição da vegetação ao longo do tempo (FELFILI et al., 2000). Desbalanços em torno de 1% entre mortalidade e recrutamento são comuns em monitoramentos de longo prazo, gerando flutuações na demografia da comunidade (FELFILI, 2000; BRAGA; REZENDE, 2007), mas em uma comunidade balanceada, a tendência a longo prazo é de equilíbrio entre essas taxas (HENRIQUES; HAY, 2002).

Apesar de flutuações na densidade de indivíduos, o cerrado preservado foi capaz de manter seu crescimento em estoques de área basal e de carbono, com mudanças líquidas positivas. A redução na densidade de indivíduos concomitante ao acréscimo dos

estoques é comum em comunidades maduras e diversas, e já foi observado em diferentes estudos (FELFILI, 1995; WERNECK; FRANCESCHINELLI; TAMEIRÃO-NETO, 2000; MIGUEL et al., 2011). Esse processo é conhecido como autodesbaste, que ocorre em consequência da eliminação de indivíduos menores, favorecendo o crescimento dos sobreviventes (WERNECK; FRANCESCHINELLI; TAMEIRÃO-NETO, 2000; PEIXOTO et al., 2012).

Por outro lado, no cerrado antropizado as oscilações temporais nas taxas de mortalidade e recrutamento levaram a uma intensa rotatividade de indivíduos. Nos períodos com ausência de incêndios (1998-2000, 2000-2002, 2002-2004), as taxas de mortalidade obtidas corroboram com outros estudos em cerrados protegidos do fogo, como 1,8% ano⁻¹, registrado por Ribeiro et al. (2012) e 1,3 % ano⁻¹, registrado por Henriques; Hay (2002). Da mesma forma, nos períodos sob efeito de incêndios frequentes na área, a taxa de mortalidade do estrato arbóreo-arbustivo foi similar ao apresentado por Miranda et al. (2010), que relataram que tal taxa pode chegar a 18%.

As taxas altas e oscilantes de recrutamento no cerrado antropizado caracterizam uma comunidade em estágio inicial de sucessão (HENRIQUES; HAY, 2002). Os valores de incremento periódico anual médio em diâmetro foram mais elevados do que o registrado no ecossistema de referência e em outros estudos de savana tropical (MEWS et al., 2011; MIGUEL et al., 2011), o que reflete um ambiente flutuante e de crescimento mais acelerado (DE OLIVEIRA; FELFILI, 2008). Dessa forma, os resultados demonstram que a comunidade do cerrado antropizado não está balanceada, tampouco em equilíbrio.

Em 1988, parte dos distúrbios na área antropizada foram cessados, como o revolvimento do solo, a rotatividade de monoculturas e o consequente corte de qualquer indivíduo lenhoso nativo regenerante. Dessa forma, os períodos iniciais de monitoramento do cerrado antropizado (1998-2000, 2000-2002, 2002-2004) refletiram uma comunidade em fase ativa de recrutamento e crescimento. No entanto, a alta frequência de incêndios persistem como distúrbios na área. A constância destes distúrbios retarda a fase seguinte, isto é, de acúmulo de área basal e balanço nas taxas de mortalidade e recrutamento (LEWIS et al., 2004). Essas oscilações causam retrocessos ao processo de regeneração, de maneira que a comunidade dificilmente alcançará, pelo menos em curto ou médio prazos, uma fase de longa estabilidade (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010).

Os resultados refletem claramente um ciclo em que o crescimento dos indivíduos

lenhosos nativos é definido pelo estresse do ambiente (PRACH et al., 2020). A presença das gramíneas invasoras determina a quantidade de biomassa disponível para o consumo do fogo, levando a incêndios mais intensos (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992). Após a passagem do fogo, as gramíneas exóticas tendem a se restabelecer mais rapidamente, substituindo a regeneração das espécies nativas (PIVELLO; SHIDA; MEIRELLES, 1999; DAIREL; FIDELIS, 2020), e perpetuando o novo regime de incêndios. Esse ciclo garante a presença dominante das gramíneas exóticas, o que determina a cobertura, a produtividade e a composição da comunidade lenhosa, a partir da seleção das espécies mais resistentes ao novo regime de fogo (NERLEKAR; VELDMAN, 2020; PRACH et al., 2020).

Árvores menores, que possuem a maior parte de sua biomassa aérea na zona de chama, costumam sofrer maior impacto do fogo e perdem sua parte aérea (*topkill*) (DANTAS; PAUSAS, 2013). Além do crescimento lento dos indivíduos lenhosos de formações savânicas (HENRIQUES; HAY, 2002), a regeneração de grandes áreas não fotossintéticas, como os fustes, demanda investimento de tempo e energia das reservas subterrâneas (BOND; MIDGLEY, 2012), resultando em menores taxas de crescimento. O estabelecimento de novos indivíduos também é lento na presença de gramíneas invasoras (DAIREL; FIDELIS, 2020), podendo levar décadas para que o novo indivíduo supere as gramíneas em altura e alcance tamanho necessário para que a parte aérea resista ao fogo (HOFFMANN; HARIDASAN, 2008).

O cerrado antropizado da ESECAE, além do histórico de uso para pastagem, também passou por intensa alteração do solo para uso agrícola, o que reduz seu potencial de regeneração natural (SAMPAIO et al., 2018). Nossos resultados demonstraram que, apesar da área estar em processo de regeneração natural há 33 anos, recuperou uma densidade de indivíduos quase 10 vezes menor que seu ecossistema de referência. A trajetória de recuperação da vegetação, indicada ao longo de 23 anos de monitoramento, não evidencia um direcionamento a um estágio de similaridade florística, estrutural e funcional ao seu ecossistema de referência (PRACH et al., 2020).

Cava et al. (2018) amostraram 29 pastos abandonados, entre 3 e 25 anos, protegidos do fogo, no domínio do cerrado paulista. Os autores estimaram que as comunidades regenerantes alcançariam uma densidade de indivíduos arbóreos equivalentes a um estágio pré-distúrbio, baseando-se em ecossistemas de referência, após 28 anos. É possível que a proteção da área contra o fogo tenha permitido uma regeneração mais rápida nos sítios amostrados por Cava et al. (2018). De fato, muitos estudos já

documentaram que o fogo frequente sobre a comunidade altera a estrutura da vegetação (PAUSAS, 2015), altera a densidade de indivíduos (HOFFMANN; MOREIRA, 2002), e simplifica a composição florística (RIBEIRO et al., 2012; LENZA et al., 2017).

Em outro estudo similar, Fensham et al. (2016) amostraram na Austrália 52 áreas de cultivo abandonadas em regeneração passiva, entre 2 e 80 anos, e verificaram que a presença de espécies exóticas não afetou a acumulação linear de espécies nativas com o passar do tempo, embora sua presença tenha influenciado a dissimilaridade com o ecossistema de referência. Ressalta-se que no estudo de Fensham et al. (2016) as espécies exóticas não tinham alcançado grandes níveis de invasão e dominância nas áreas abandonadas e, por conseguinte, concluíram que as formações campestres (*grasslands*) da Austrália podem ser recuperadas sem manejo intensivo após uso em atividade agrícola.

Dessa forma, algumas áreas de pastos ou cultivos abandonados podem recuperar parte de sua vegetação nativa (CAVA et al., 2018, 2020; DAIREL; FIDELIS, 2020), embora a similaridade desses novos ambientes aos ecossistemas originais e de referência ainda seja difícil ou improvável (BUISSON et al., 2019; PARKHURST; PROBER; STANDISH, 2021).

Assis (2017) propôs um modelo conceitual de invasão de novas áreas de Cerrado por gramíneas exóticas do gênero *Urochloa*. Segundo o modelo proposto, o avanço da ocorrência das gramíneas se inicia pela borda de fragmentos, que por sua natureza são mais vulneráveis (CARMO; VASCONCELOS; DE ARAÚJO, 2011). A partir de propágulos, as gramíneas invasoras passam a colonizar o interior dos fragmentos e as manchas de ocorrência das gramíneas passariam a se agregar, acelerando a colonização e a dominância das invasoras (ASSIS, 2017). Essa análise provoca a reflexão sobre áreas adjacentes ao cerrado antropizado aqui avaliado, que permanecem como remanescentes, como a área ciliar da Lagoa Bonita, e até mesmo o cerrado preservado utilizado como ecossistema de referência. Nesse sentido, a necessidade do manejo das gramíneas invasoras torna-se urgente não só para viabilizar uma regeneração natural mais rápida no cerrado antropizado, mas também para preservar os fragmentos remanescentes nos arredores.

O estoque de carbono permite não apenas avaliar a produtividade da comunidade lenhosa, como também é um serviço ecossistêmico de sequestro de carbono propiciado pelo crescimento da vegetação secundária (CHAZDON et al., 2016). Delineando apenas o estoque aéreo do estrato lenhoso arbóreo-arbustivo do cerrado *sensu stricto*, foco desse estudo, os resultados de dinâmica da vegetação indicam que, após mais de três décadas

de regeneração natural, o cerrado antropizado da ESECAE armazenou um estoque de carbono 17 vezes menor que seu ecossistema de referência. Além disso, quando espécies lenhosas em áreas submetidas a incêndios frequentes reduzem seu estoque em área basal, podem atuar como fonte de carbono para a atmosfera (DE AZEVEDO et al., 2020). Depreende-se, portanto, que o cerrado antropizado funciona muito mais como uma fonte de carbono, em função da frequência de incêndios na área e flutuações nas taxas de recrutamento e mortalidade, do que como dreno de carbono atmosférico.

No processo de restauração ecológica alguns autores admitem que é aceitável que os novos ambientes recuperados divirjam de sua condição original e histórica (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010; LÖF et al., 2019). Dado o intenso legado antrópico causado pelas atividades agropecuárias, uma recuperação pode ser considerada satisfatória caso forme novas combinações florísticas e estruturais, mas desde que permita a provisão de serviços ecossistêmicos e a criação de novos habitats (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008; PRACH et al., 2020). Esses tipos de ambientes recuperados favorecem a conservação regional, pois funcionam como *stepping-stones* para colonização de espécies na paisagem (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008), contribuindo para a conservação de alguma porção da biodiversidade.

5. CONCLUSÕES

A comunidade lenhosa no cerrado antropizado da ESECAE está em lento processo de adensamento de indivíduos e acúmulo de estoques lenhosos, e sua dinâmica destoa do ecossistema de referência. Após mais de três décadas de regeneração natural, a vegetação lenhosa nativa do cerrado antropizado da ESECAE demonstrou ser persistente, porém com baixa resiliência (baixo potencial de regeneração natural). Assim, por meio apenas da regeneração natural, é improvável que este sítio se torne semelhante ao seu ecossistema de referência nas próximas décadas, impedindo que ocorra, de fato, uma restauração.

Além do histórico de uso do solo e da frequência de incêndios, outros fatores não mensurados neste estudo podem ter influenciado a trajetória de regeneração natural do cerrado antropizado, como eventos climáticos e a cobertura das gramíneas invasoras. Todavia, este estudo fornece subsídios necessários para que a situação de restauração passiva através da regeneração natural do cerrado antropizado da ESECAE seja repensada, de maneira que novas estratégias possam ser traçadas para a efetiva recuperação deste sítio, bem como a conservação das áreas adjacentes.

6. APÊNDICES

Apêndice 6.1: Dinâmica de indivíduos e dos estoques em área basal e carbono ao longo de 23 anos de monitoramento do componente lenhoso arbóreo-arbustivo em área de cerrado *sensu stricto* **antropizado** na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Valores seguidos da mesma letra nas linhas não diferem significativamente entre os períodos monitorados pelo teste t ou teste de Wilcoxon (negrito) para amostras pareadas ($\alpha = 0,05$).

	1998-2000	2000-2002	2002-2004	2004-2007	2007-2021	1998-2021
Tempo de medição	2	2	2	3	14	23
Indivíduos vivos inicial (ind ha ⁻¹)	54	84	100	142	164	54
Indivíduos vivos final (ind ha ⁻¹)	84	100	142	164	149	149
Indivíduos Mortos (ind ha ⁻¹)	1	0	2	24	145	42
Indivíduos Recrutados (ind ha⁻¹)	31	16	44	46	130	137
Taxa Mortalidade (% ano⁻¹)	0,98 ab	0,00 b	1,06 ab	6,53 a	17,62 c	8,14
Taxa Recrutamento (% ano⁻¹)	21,74 ac	8,82 bc	17,89 abc	11,35 ab	16,90 c	13,33
Taxa de rotatividade (turnover) (% ano⁻¹)	11,36 a	4,41 bd	9,48 ab	8,94 a	17,26 c	10,73
Mudança líquida indivíduos (% ano⁻¹)	24,72 a	9,11 a	19,16 ab	4,92 ab	-0,68 b	4,51
ESTOQUE EM ÁREA BASAL						
Área basal inicial (m ² ha ⁻¹)	0,21	0,37	0,55	0,77	1,07	0,21
Área basal vivas final (m ² ha ⁻¹)	0,29	0,51	0,64	0,89	0,46	0,39
Área basal recrutados (m ² ha ⁻¹)	0,08	0,04	0,12	0,13	0,80	0,88
Área basal mortas em pé (m ² ha ⁻¹)	0	0	0	0,04	0	0
Área basal final (m ² ha ⁻¹)	0,37	0,55	0,77	1,07	1,26	1,26
Mudança líquida área basal (% ano⁻¹)	32,66 ab	22,12 a	18,38 ab	11,46 a	1,17 b	8,10
IPA em diâmetro (cm ano⁻¹)	0,69 a	0,66 a	0,58 a	0,43 a	0,39 b	0,52

continua

ESTOQUE DE CARBONO											
	1998-2000		2000-2002		2002-2004		2004-2007		2007-2021		1998-2021
Estoque de carbono inicial (Mg ha ⁻¹)	0,10		0,19		0,34		0,50		0,72		0,10
Incremento (Mg ha ⁻¹)	0,07		0,13		0,18		0,21		0,36		0,46
Recrutamento (Mg ha ⁻¹)	0,03		0,02		0,04		0,05		0,47		0,54
Decremento (Mg ha ⁻¹)	0,01		0,00		0,05		0,04		0,00		0,00
Mortalidade (Mg ha ⁻¹)	0,00		0,00		0,01		0,01		0,53		0,07
Estoque de carbono final (Mg ha ⁻¹)	0,19		0,34		0,50		0,72		1,02		1,02
Mudança líquida de carbono (% ano⁻¹)	38,21	ab	31,99	a	22,23	ab	12,55	a	2,58	b	10,59
Taxa de perda (% ano⁻¹)	2,94	a	0,96	a	8,20	a	3,62	a	9,07	b	8,81
Taxa ganho (% ano⁻¹)	29,78	a	24,97	a	24,90	a	14,36	a	11,36	a	22,71
IPA líquido (Mg ha⁻¹ ano⁻¹)	0,05	ac	0,07	bc	0,11	ab	0,07	ab	0,02	c	0,04
IPA bruto (Mg ha⁻¹ ano⁻¹)	0,05	a	0,07	b	0,11	ab	0,10	b	0,10	b	0,05

Apêndice 6.2: Dinâmica de indivíduos, e dos estoques em área basal e carbono ao longo de 13 anos de monitoramento do componente lenhoso arbóreo-arbustivo em área de cerrado *sensu stricto* **preservado** na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), no Distrito Federal. Valores seguidos de mesma letra nas linhas não diferem significativamente entre os períodos monitorados pelo teste t ou teste de Wilcoxon (negrito) para amostras pareadas ($\alpha = 0,05$).

	2008-2011	2011-2021	2008-2021
Tempo de medição	3	10	13
Indivíduos vivos inicial (ind ha ⁻¹)	1420	1452	1420
Indivíduos vivos final (ind ha ⁻¹)	1452	1366	1366
Indivíduos Mortos (ind ha ⁻¹)	216	573	683
Indivíduos Recrutas (ind ha ⁻¹)	252	477	622
Taxa Mortalidade (% ano ⁻¹)	5,23 a	3,71 a	2,99
Taxa Recrutamento (% ano ⁻¹)	6,00 a	3,19 b	2,79
Taxa de rotatividade (<i>turnover</i>) (% ano ⁻¹)	5,62 a	3,45 a	2,89
Mudança líquida indivíduos (% ano ⁻¹)	0,75 a	-0,44 a	-0,17
ESTOQUES EM ÁREA BASAL			
Área basal inicial (m ² ha ⁻¹)	12,83	14,38	12,83
Área basal vivas final (m ² ha ⁻¹)	12,96	14,03	13,25
Área basal recrutas (m ² ha ⁻¹)	0,71	1,55	2,46
Área basal mortas em pé (m ² ha ⁻¹)	0,72	1,30	1,17
Área basal final (m ² ha ⁻¹)	14,38	16,88	16,88
Mudança líquida área basal (% ano ⁻¹)	3,88 a	1,61 b	2,13
IPA em diâmetro (cm ano⁻¹)	0,28 a	0,27 a	0,26
ESTOQUES DE CARBONO			
Estoque de carbono inicial (Mg ha ⁻¹)	12,27	14,26	12,27

continua

Continuação Apêndice 6.2

	2008-2011	2011-2021	2008-2021		
Incremento (Mg ha ⁻¹)	2,38	6,63	7,88		
Recrutamento (Mg ha ⁻¹)	0,44	0,89	1,54		
Decremento (Mg ha ⁻¹)	0,32	0,41	0,27		
Mortalidade (Mg ha ⁻¹)	0,51	3,60	3,66		
Estoque de carbono final (Mg ha ⁻¹)	14,26	17,77	17,77		
Mudança líquida de carbono (% ano ⁻¹)	5,14	a	2,22	b	2,89
Taxa de perda (% ano⁻¹)	2,30	a	3,25	b	2,92
Taxa ganho (% ano ⁻¹)	7,08	a	5,36	b	5,65
IPA líquido (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	0,59	a	0,26	a	0,43
IPA bruto (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	1,29	a	1,24	a	1,12

7. REFERÊNCIAS

- ALLAN, E. et al. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology Letters*, v. 18, n. 8, p. 834–843, 22 ago. 2015. DOI: 10.1111/ele.12469.
- ASSIS, G. B. de. *Invasão do campo cerrado por braquiária (Urochloa decumbens): perdas de diversidade e técnicas de restauração*. Tese de doutorado. 2017. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2017.
- BEUCHLE, R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. *Applied Geography*, v. 58, p. 116–127, mar. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0143622815000284>>.
- BODIG, J. ; JAYNE, B. A. *Mechanics of wood and wood composites*. Florida: Krieger Publishing Company, 1993.
- BOND, W. J.; MIDGLEY, G. F. Carbon dioxide and the uneasy interactions of trees and savannah grasses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 367, n. 1588, p. 601–612, 2012. DOI: 10.1098/rstb.2011.0182
- BRAGA, F. M. S. B.; REZENDE, A. V. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília - DF. *Cerne*, v. 13, n. 2, p. 138–148, 2007.
- BRAZ, S. P. et al. Soil Carbon Stocks under Productive and Degraded Brachiaria Pastures in the Brazilian Cerrado. *Soil Science Society of America Journal*, v. 77, n. 3, p. 914–928, 2013. DOI: 10.2136/sssaj2012.0269
- BUISSON, E. et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews*, v. 94, n. 2, p. 590–609, 2019. DOI: 10.1111/brv.12470
- CARMO, A. B. do; VASCONCELOS, H. L.; DE ARAÚJO, G. M. Estrutura da comunidade de plantas lenhosas em fragmentos de cerrado: Relação com o tamanho do fragmento e seu nível de perturbação. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 34, n. 1, p. 31–38, 2011. DOI: 10.1590/S0100-84042011000100004
- CASTRO, E. A. de; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: A vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology*, v. 14, n. 3, p. 263–283, 1998. DOI: 10.1017/S0266467498000212
- CAVA, M. G. B. et al. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, n. 3, p. 1164–1172, 2018. DOI: 10.1111/1365-2664.13046.
- CAVA, M. G. B. et al. The recovery rates of secondary savannas in abandoned pastures are poorly explained by environmental and landscape factors. *Applied Vegetation Science*, v. 23, n. 1, p. 14–25, 19 jan. 2020. DOI: 10.1111/avsc.12457.
- CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances*, v. 2, n. 5, p. 10, 2016. DOI: 10.1126/sciadv.1501639
- CORREA, R. S. ; LEITE, L. L.; BASTOS, E. K. A dinâmica da degradação e da regeneração do Cerrado. In: *Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado*.

Brasília, DF: Paralelo 15, 1998. p. 178.

CRAMER, V. A.; HOBBS, R. J.; STANDISH, R. J. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 23, n. 2, p. 104–112, 2008. DOI: 10.1016/j.tree.2007.10.005

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 23, n. 1, p. 63–87, 1992. DOI: 10.1146/annurev.es.23.110192.000431

DAIREL, M.; FIDELIS, A. The presence of invasive grasses affects the soil seed bank composition and dynamics of both invaded and non-invaded areas of open savannas. *Journal of Environmental Management*, v. 276, n. April, p. 111291, dez. 2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111291.

DANTAS, V. D. L.; PAUSAS, J. G. The lanky and the corky: Fire-escape strategies in savanna woody species. *Journal of Ecology*, v. 101, n. 5, p. 1265–1272, 2013. DOI: 10.1111/1365-2745.12118

DAVIS, L. S.; JOHNSON, K. N. *Forest management*. 3rd. ed. New York: McGraw-Hill Book, 1987.

DE AZEVEDO, G. B. et al. Woody biomass accumulation in a Cerrado of Central Brazil monitored for 27 years after the implementation of silvicultural systems. *Forest Ecology and Management*, v. 455, n. September 2019, p. 117718, jan. 2020. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117718.

FELFILI, J. M. 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. 1, p. 67–83, 1995. DOI: 10.1017/S0266467400008415

FELFILI, J. M. et al. Changes in the floristic composition of cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology*, v. 16, n. 4, p. 579–590, 2000. DOI: 10.1017/S0266467400001589

FELFILI, J. M. Crescimento, recrutamento e mortalidade nas matas de galeria do Planalto Central. In: CAVALCANTE, T. B.; WALTER, B. M. T. (Ed.). *Tópicos atuais em botânica*. Brasília, DF: EMBRAPA, 2000. p. 152–158.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. *Manual para o monitoramento de parcelas permanentes*. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2005.

FENSHAM, R. J. et al. Passive restoration of subtropical grassland after abandonment of cultivation. *Journal of Applied Ecology*, v. 53, n. 1, p. 274–283, 2016. DOI: 10.1111/1365-2664.12551

FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 22 jul. 2005. DOI: 10.1126/science.1111772.

GOEDERT, W. J.; WAGNER, E.; BARCELLOS, A. O. Savanas tropicais: dimensão, histórico e perspectivas. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS-NETO, A. L. (Ed.). *Savana: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Planaltina - DF: Embrapa Cerrados, 2008. p. 49–77.

HENRIQUES, R. P. B.; HAY, J. D. Patterns and Dynamics of Plant Populations. In: *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York:

Columbia University Press, 2002. p. 140–158.

HERMHUK, S. et al. Land use and above-ground biomass changes in a mountain ecosystem, northern Thailand. *Journal of Forestry Research*, v. 31, n. 5, p. 1733–1742, 30 out. 2020. DOI: 10.1007/s11676-019-00924-x.

HOFFMANN, A.; MOREIRA, A. G. The Role of Fire in Population Dynamics of Woody Plants. In: *The Cerrados of Brazil*. New York: Columbia University Press, 2002. p. 121–139.

HOFFMANN, W. A.; HARIDASAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology*, v. 33, n. 1, p. 29–36, 6 jan. 2008. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2007.01787.x.

IBRAM, INSTITUTO BRASÍLIA AMBIENTAL Planejamento da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Encarte 4. In: *Programa de Proteção, Planejamento e Gestão para a Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) e a Estação Ecológica do Jardim Botânico (ESEC-JB)*. 1. ed. Distrito Federal: Governo do Distrito Federal. Secretaria de Estado de Obras, 2009.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian Tropical Rain forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science*, v. 4, n. 1, p. 77–86, 1994. DOI: 10.2307/3235641

LACERDA, M. P. C. Solos. In: FONSECA, F. O. (Ed.). *Águas Emendadas*. Brasília, DF: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal. Brasília: Seduma, 2008. p. 140–147.

LENZA, E. et al. Does fire determine distinct floristic composition of two cerrado savanna communities on different substrates? *Acta Botanica Brasilica*, v. 31, n. 2, p. 250–259, 2017. DOI: 10.1590/0102-33062016abb0198

LEWIS, S. L. et al. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: Calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *Journal of Ecology*, v. 92, n. 6, p. 929–944, 2004. DOI: 10.1111/j.0022-0477.2004.00923.x

LÖF, M. et al. Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. *New Forests*, v. 50, n. 2, p. 139–151, 2019. DOI: 10.1007/s11056-019-09713-0.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. *Acta Botanica Brasilica*, v. 24, n. 1, p. 250–261, 2010. DOI: 10.1590/s0102-33062010000100027

MAIA, J. M. F.; BAPTISTA, G. M. M. Clima. In: FONSECA, F. O. (Ed.). *Águas Emendadas*. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal. Brasília: Seduma, 2008. p. 101–109.

MAPBIOMAS. *Projeto MapBiomias - Coleção 7.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil*. 2022. Disponível em: <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>>.

MAPBIOMAS. *Relatório Anual de Desmatamento 2022* São Paulo, 2023a. Disponível em: <https://storage.googleapis.com/alerta-public/dashboard/rad/2022/RAD_2022.pdf>.

MAPBIOMAS. *MapBiomias Fogo - Coleção 1.0*. São Paulo, 2023b. Disponível em:

<<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>>.

MEA, M. E. A. *Ecosystems and Human Well-being: Current states and trends*. Washington, District of Columbia: Island Press, 2005.

MEWS, H. A. et al. Dynamics of the woody community of a typical cerrado in North Eastern Mato Grosso, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 11, n. 1, p. 73–82, 2011. Disponível em: < <https://www.scielo.br/j/bn/a/gcyFgMbQxsML9SywLZnmZGz/?format=pdf> >. Acesso em out 2023.

MIGUEL, A. et al. 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*, v. 11, n. 1, p. 53–61, 2011. DOI: 10.1590/s1676-06032011000100005

MORAES, L. F. D. de; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. *Oecologia Australis*, v. 14, n. 2, p. 437–451, 2010. DOI: 10.4257/oeco.2010.1402.07

MORANDI, P. S. et al. Tree diversity and above-ground biomass in the South America Cerrado biome and their conservation implications. *Biodiversity and Conservation*, v. 29, n. 5, p. 1519–1536, 2020. DOI: 10.1007/s10531-018-1589-8

NERLEKAR, A. N.; VELDMAN, J. W. High plant diversity and slow assembly of old-growth grasslands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 117, n. 31, p. 18550–18556, 2020. DOI: 10.1073/pnas.1922266117

OLSSON, L. et al. *Land Degradation* In: P. R. Shukla et al. (Eds.) *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/2e.-Chapter-4_FINAL.pdf>.

PARKHURST, T.; PROBER, S. M.; STANDISH, R. J. Recovery of woody but not herbaceous native flora 10 years post old-field restoration. *Ecological Solutions and Evidence*, v. 2, n. 3, p. 11, 3 jul. 2021. DOI: 10.1002/2688-8319.12097.

PATACCA, M. et al. Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Global Change Biology*, v. 29, n. 5, p. 1359–1376, 12 mar. 2023. DOI: 10.1111/gcb.16531.

PAUSAS, J. G. Bark thickness and fire regime. *Functional Ecology*, v. 29, n. 3, p. 315–327, 2015. DOI: 10.1111/1365-2435.12372

PEIXOTO, K. da S. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. *Acta Botanica Brasilica*, v. 26, n. 3, p. 697–708, 2012. DOI: 10.1590/S0102-33062012000300020

PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, v. 8, p. 1281–1294, 1999. Disponível em: <http://web01.ib.usp.br/lepac/conservacao/Artigos/97_alien_grasses.pdf>. Acesso mai 2023.

PRACH, K. et al. Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed

- sites. *Landscape Research*, v. 45, n. 2, p. 247–253, 17 fev. 2020. DOI: 10.1080/01426397.2019.1593335.
- RAJÃO, R. et al. The rotten apples of Brazil's agribusiness. *Science*, v. 369, n. 6501, p. 246–248, 2020. DOI: 10.1126/science.aba6646.
- REZENDE, A. V. et al. Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado sensu stricto em Brasília, DF. *Scientia Forestalis*, v. 71, n. 2, p. 65–76, 2006.
- REZENDE, A. V.; PAPA, D. de A. Revegetação natural de áreas antropizadas. In: FONSECA, F. O. (Ed.). *Águas Emendadas*. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal. Brasília: Seduma, 2008. p. 199–206.
- RIBEIRO, M. N. et al. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. *Acta Botanica Brasilica*, v. 26, n. 1, p. 203–217, 2012. DOI: 10.1590/S0102-33062012000100020
- ROCHA, D. M. S.; BARBOSA-SILVA, D.; BUCCI, F. F. B. Espécies introduzidas e exóticas. In: SEDUMA (Ed.). *Águas Emendadas*. Brasília, DF: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal. Brasília: Seduma, 2008. p. 190–198.
- SAMPAIO, A. et al. *Potencial de regeneração natural cerrado*. Brasília, DF. Ministério do Meio Ambiente, 2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/325070183_Potencial_de_regeneracao_natural_cerrado>. Acesso em out 2023.
- SANO, E. E. et al. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 43, n. 1, p. 153–156, jan. 2008. DOI: 10.1590/S0100-204X2008000100020.
- SANO, E. E. et al. Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 54, 2019. DOI: 1590/s1678-3921.pab2019.v54.00138
- SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The Interpretation and Misinterpretation of Mortality Rate Measures. *The Journal of Ecology*, v. 83, n. 2, p. 331, abr. 1995. DOI: 10.2307/2261571
- SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 16, n. 6, p. 765–800, 2000. DOI: 10.1017/S0266467400001723
- SONG, X.-P. et al. Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, v. 560, n. 7720, p. 639–643, 8 ago. 2018. DOI: 10.1038/s41586-018-0411-9.
- SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. *Florestas nativas: estrutura, dinâmica e manejo*. Viçosa: Editora UFV, 2013.
- STRASSBURG, B. B. N. et al. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, v. 28, n. 1, p. 84–97, 2014. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001.
- THOM, D. Natural disturbances as drivers of tipping points in forest ecosystems under

climate change – implications for adaptive management. *Forestry*, v. 96, n. 3, p. 305–315, 5 maio 2023. DOI: 10.1093/forestry/cpad011.

THOM, D.; SEIDL, R. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, v. 91, n. 3, p. 760–781, 22 ago. 2016. DOI: 10.1111/brv.12193.

WERNECK, M. D. S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 23, n. 4, p. 401–413, 2000. DOI: 10.1590/S0100-84042000000400006

WHITE, P. S.; JENTSCH, A. The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics. In: *Progress in Botany*, vol 62. Berlin, Germany: Springer Berlin Heidelberg, 2001. p. 399–450.

CAPÍTULO 3

ESTIMATION OF ABOVEGROUND BIOMASS STOCK IN TROPICAL SAVANNAS USING PHOTOGRAMMETRIC IMAGING

de Queiroz, R.F.P.; d'Oliveira, M.V.N.; Rezende, A.V.; de Alencar, P.A.L. Estimation of Aboveground Biomass Stock in Tropical Savannas Using Photogrammetric Imaging. *Drones*, 2023, 7, 493. <https://doi.org/10.3390/drones7080493>

Article

Estimation of Aboveground Biomass Stock in Tropical Savannas Using Photogrammetric Imaging

Roberta Franco Pereira de Queiroz ^{1,*}, Marcus Vinicio Neves d'Oliveira ², Alba Valéria Rezende ¹ and Paola Aires Lócio de Alencar ¹

¹ University of Brasília, Department of Forestry, Campus Darcy Ribeiro, Distrito Federal, 70.910-900, Brazil; albavr@unb.br (A.V.R.);

paolaires12@gmail.com (P.A.L.d.A.)

² Brazilian Agricultural Research Company (EMBRAPA), Agroforestry Research Center of Acre, Caixa Postal 392, Rio Branco 69900-180, Acre, Brazil; marcus.oliveira@embrapa.br

* Correspondence: roberta.queiroz@icmbio.gov.br

Abstract: The use of photogrammetry technology for aboveground biomass (AGB) stock estimation in tropical savannas is a challenging task and is still at a preliminary stage. This work aimed to use metrics derived from point clouds, constructed using photogrammetric imaging obtained by an RGB camera on board a remotely piloted aircraft (RPA), to generate a model for estimating AGB stock for the shrubby-woody stratum in savanna areas of Central Brazil (Cerrado). AGB stock was estimated using forest inventory data and an allometric equation. The photogrammetric digital terrain model (DTM) was validated with altimetric field data, demonstrating that the passive sensor can identify topographic variations in sites with discontinuous canopies. The inventory estimated an average AGB of 18.3 (± 13.3) Mg ha⁻¹ at the three sampled sites. The AGB model selected was composed of metrics used for height at the 10th and 95th percentile, with an adjusted R² of 93% and a relative root mean squared error (RMSE) of 16%. AGB distribution maps were generated from the spatialization of the metrics selected for the model, optimizing the visualization and our understanding of the spatial distribution of forest AGB. The study represents a step forward in mapping biomass and carbon stocks in tropical savannas using low-cost remote sensing platforms.

Keywords: remote sensing; Cerrado; vegetation; mapping; carbon stock; forest monitoring

Citation: de Queiroz, R.F.P.; d'Oliveira, M.V.N.; Rezende, A.V.; de Alencar, P.A.L. Estimation of Aboveground Biomass Stock in Tropical Savannas Using Photogrammetric Imaging. *Drones* 2023, 7, 493. 493. <https://doi.org/10.3390/drones7080493>

Academic Editor(s): Tao Cheng, Hengbiao Zheng, Ning Lu and Kai Zhou

Received: 20 April 2023

Revised: 22 June 2023

Accepted: 23 June 2023

Published: 27 July 2023



Copyright: © 2023 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Savannas are characterized by the coexistence of a continuous stratum covered by grasses and a discontinuous tree stratum within a broad environmental gradient [1]. Savannas occur in regions with strong seasonality; their form of vegetation typically occurs in transition regions between humid and semi-arid environments [2] and is influenced by the availability of water and soil resources, the frequency of fires, and the presence of large grazing herbivores in their evolutionary history [3].

The Brazilian savanna, known as Cerrado, is the second largest biome in Brazil ($\cong 2$ million km²) and represents the largest neotropical savanna formation in America [1]. It is considered the most biodiverse savanna in the world [4]. The Cerrado vegetation presents several physiognomies, varying between grass, savanna, and forests [5], although the dominant vegetation of the biome is a wooded savanna termed *cerrado sensu stricto*. As the Cerrado occupies a large area of the Brazilian national territory, it plays an important role in mitigating climate change, storing carbon in its biomass and in the soil. However, the Cerrado has one of the highest national rates of deforestation and degradation, due to the expansion of agricultural and infrastructure activities [6,7].

Aboveground biomass (AGB) is an essential variable for quantifying carbon stock and its sequestration from the atmosphere, offering a strategic ecosystem service for political decision-making [8]. Accurate AGB estimates depend mainly on efficient methods for obtaining data and monitoring over time [9]. Nevertheless, monitoring and estimates neotropical savanna formation in America [1]. It is considered the most biodiverse savanna in the world [4]. The Cerrado vegetation presents several physiognomies, varying between grass, savanna, and forests [5], although the dominant vegetation of the biome is a wooded savanna termed *cerrado sensu stricto*. As the Cerrado occupies a large area of the Brazilian national territory, it plays an important role in mitigating climate change, storing carbon in its biomass and in the soil. However, the Cerrado has one of the highest national rates of deforestation and degradation, due to the expansion of agricultural and infrastructure activities [6,7].

Aboveground biomass (AGB) is an essential variable for quantifying carbon stock and its sequestration from the atmosphere, offering a strategic ecosystem service for political decision-making [8]. Accurate AGB estimates depend mainly on efficient methods for obtaining data and monitoring over time [9]. Nevertheless, monitoring and estimates of AGB in the Cerrado present a complex and challenging task, due to the great diversity of its physiognomy and species [10]. In this context, expanding the application of new technologies and methodologies for estimating AGB, which can be both accurate and economically viable, is challenging for Cerrado savanna formations.

In recent decades, the combination of remote sensing tools and imaging technologies has allowed the three-dimensional reconstruction of vegetation and has enabled the mapping of the spatial variability of forests, estimating their AGB stocks and structure, and contributing to biodiversity monitoring [11–13]. However, in a fragmented landscape, where the average size of the study areas is small, high-resolution images are necessary [14]. For these smaller scales, spaceborne satellite remote sensing alone does not meet the requirements, due to the costs of acquiring images of high spatial resolution, and also because of possible negative impacts as a result of weather conditions [13,14].

In this context, remotely piloted aircraft (RPA) represent the most suitable type of platform for application on smaller scales with

local and regional objectives. RPAs offer high cost-effectiveness when compared to the use of satellite imagery for small project applications [15,16]. Moreover, RPAs offer flexibility in their flight plan, can generate data on demand (avoiding unfavorable weather), can be used for real-time operations (such as fire monitoring), and can optimize both time and labor [11,12,14]. Passive sensors (RGB cameras) have become viable and lower-cost alternatives for small-scale forest assessments [17,18] in remote regions and for developing countries [16]. Passive sensors on board RPAs can capture digital images with high overlap; from those images, photogrammetric algorithms generate digital models, enabling a range of environmental applications [19–21].

An accurate digital terrain model (DTM) is essential for these forest analyses, as it makes it possible to normalize vegetation height and produce accurate metrics related to the vertical structure of the forest [22,23]. Passive sensors have the limitation of being unable to penetrate the canopy and identify the ground surface [15]. This limitation is even greater in tropical forests with dense canopies and in areas with high topographic variation [24]. Nevertheless, in areas with sparse and open canopy cover, such as savannas, passive sensors can produce a reliable DTM [16,22].

Savanna ecosystems are challenging from the remote sensing perspective, due to their inherent mix of discontinuous woody cover and herbaceous vegetation [13]. Especially in the case of the Cerrado, the use of new remote sensing technologies in the estimation and monitoring of carbon and biomass stocks is still quite scarce [25,26]. Although new studies have been developed in recent years, along with the application of photogrammetry techniques using passive sensors in savannas [27], from the perspective of the Cerrado, these kinds of studies are at a preliminary stage [28,29].

Our objective was to generate an AGB estimation model for the shrubby-woody stratum of cerrado sensu stricto physiognomy, using a RGB camera on board an RPA. Considering that the potential for generalization of some estimation models is limited, due to approaches that use site-specific data [14], in this study, we selected three different sites with different land-use histories. We thus incorporated a broad representative range of vegetation into the data collection process and addressed two key questions: 1) Can a passive sensor combined with photogrammetry describe the topographic variation through the digital terrain model? 2) Is it possible to accurately estimate and map the AGB stock of Cerrado savanna vegetation and, thus, enable the use of these low-cost technologies to optimize vegetation monitoring and management?

To this end, using forest inventory data collected on ground plots in cerrado sensu stricto sites and images of these plots obtained by an RGB camera on board an RPA, we: i) produced and validated a digital terrain model generated by photogrammetry using topographic field data; ii) used the generated point cloud metrics to produce a linear regression model for estimating biomass stock; iii) mapped the AGB distribution in the savannas areas of the Cerrado that were flown over by the RPA and then studied.

2. Materials and Methods

2.1. Study Areas

The study was conducted in three Cerrado sites located in Brazil's Federal District, comprising two sites within the Águas Emendadas Ecological Station (ESECAE) and one site within the Água Limpa experimental farm (FAL) (Figure 1). All areas are classified as cerrado sensu stricto, a woodland savanna formation characterized by defined tree and shrubby-herbaceous strata, with trees distributed randomly and in different densities [5]. Cerrado sensu stricto also represents 70% of the Cerrado biome. This predominant landscape physiognomy occurs on extensive high plateaus and is a type of physiognomy that has lost most of its areas due to land use change [30]. The regional climate is that of typical savanna (Aw, according to Köppen), with an average annual temperature of 21 °C and average annual precipitation of 1500 mm [31].

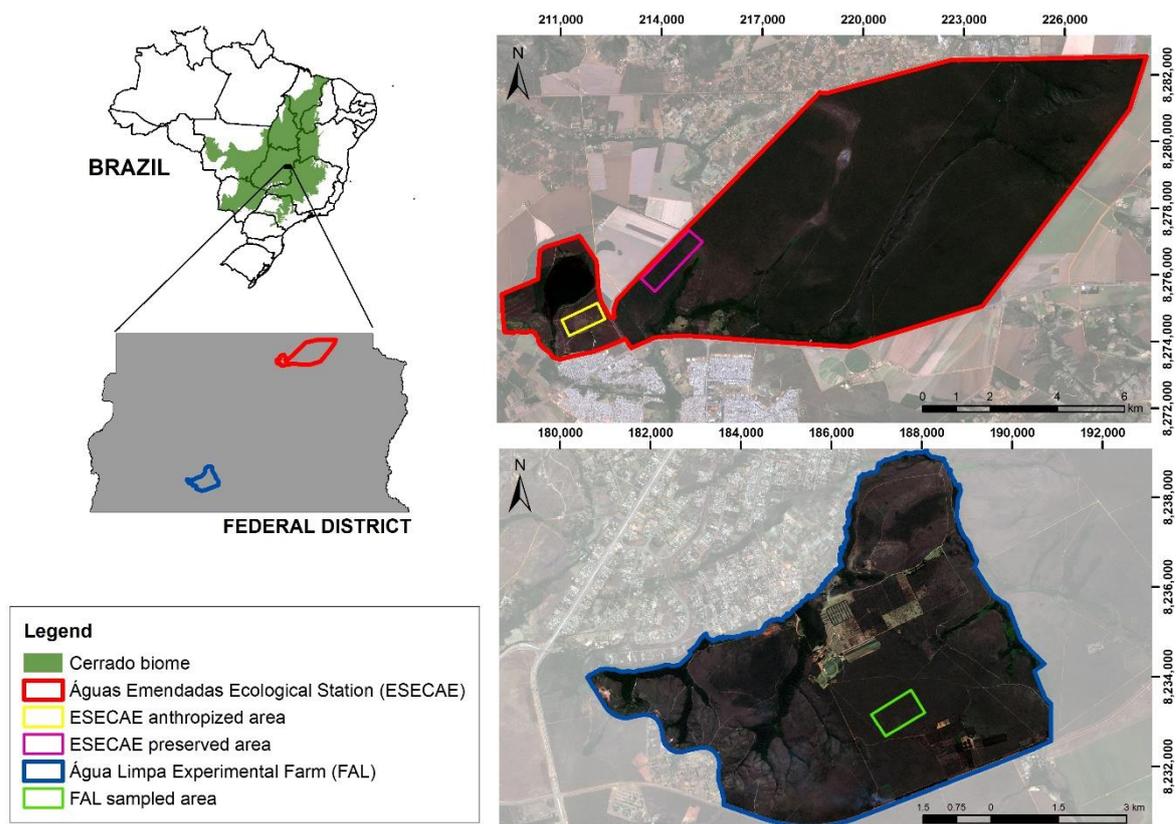


Figure 1. Location of the study areas of cerrado sensu stricto in the Federal District, Brazil.

ESECAE is a fully protected Conservation Unit (CU) located in the extreme northeast of the Federal District, with a total area of 10,547 ha, and is located between the coordinates 15°31′–15°35′ S and 47°31′ and 47°42′ W. It is situated at an average altitude of 1100 m and the main soil classes occurring in the area are red latosols

and red-yellow latosols [32]. Two Cerrado sites in different stages of succession were sampled within the ESECAE area.

The first site, which has been intensely anthropized, has been undergoing natural regeneration since 1988 (Figure 1). Originally occupied by the cerrado *sensu stricto*, the area was then used for cattle ranching and agriculture. Eighteen years after the regeneration process began, the area has recovered only 15% of its woody species and there is a large presence of competing invasive grasses [33]. The second site is a preserved area and represents intact cerrado *sensu stricto* without disturbance (Figure 1).

FAL occupies about 4340 ha and lies at an average altitude of 1100 m. The site is located between the geographic coordinates 15° 56′–15°59′ S and 47° 53′–47° 59′ W, at a mean elevation of 1159 m (Figure 1). This is an experimental area in which six silvicultural treatments were implemented in 1988 in three blocks, i.e., with three repetitions. Each experimental plot was surrounded by Cerrado vegetation; through constant monitoring, it was found that all the experimental plots were able to recover their volume and aboveground carbon stocks after 23 years of regeneration, the final levels being similar to the stocks of the area prior to silvicultural treatments [34].

The sites sampled, although representing the same cerrado *sensu stricto* physiognomy, differ in their use, fire history, and stage of succession. Therefore, they present great variability in terms of configuration in the AGB of the shrubby-woody stratum (Figure 2), characterizing a wide range of representativeness of Cerrado areas in the Federal District.

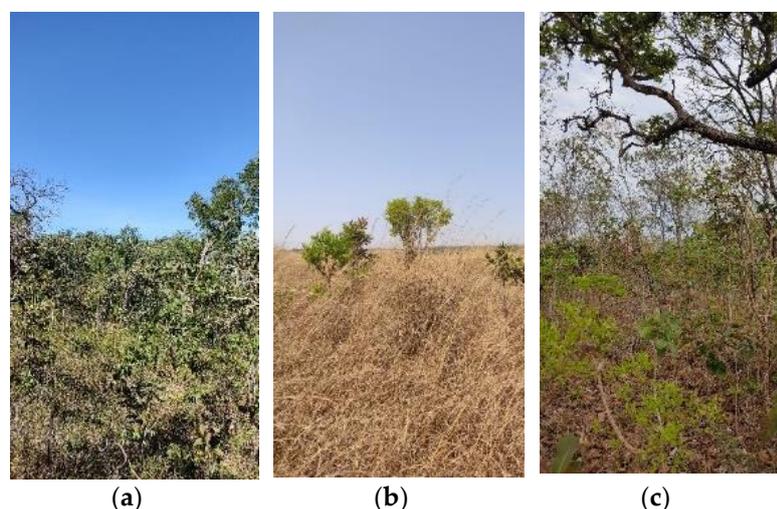


Figure 2. Field view of the cerrado *sensu stricto* sites sampled in the Federal District, Brazil, namely: (a) experimental area in the Água Limpa experimental farm (FAL); (b) anthropized area in ESECAE; (c) preserved area in the ESECAE unit.

2.2. Forest Inventory

A forest inventory was conducted using randomly distributed plots (20 m × 50 m), with ten and nine plots sampled in the anthropized and preserved sites of ESECAE, respectively, and

eighteen plots in FAL. Considering all three areas, 37 plots were measured, totaling 3.7 ha of sampled area. The forest inventory was conducted at FAL in September 2019 and at ESECAE in October 2021 (Table 1). The diameter and height of all woody individuals (both living and dead (standing)) of the tree and shrub stratum (shrubby-woody stratum) with a diameter at base height (Db, measured at 30 cm above ground) that was greater than or equal to 5 cm were measured. All individuals were botanically identified at the genus, species, and family levels.

Table 1. Summarized data collected from the forest inventory at three cerrado sensu stricto sites in the Federal District, Brazil.

	FAL	ESECAE Anthropized Area	ESECAE Preserved Area
Mean diameter (cm)	7.7 ± 2.8	8.1 ± 3.6	10.5 ± 5.8
Mean height (m)	3.1 ± 1.2	3.3 ± 1.2	4.1 ± 1.8
Total species richness	74	19	67

2.3. Aboveground Estimates (AGB)

Estimates of AGB were obtained by summing the estimates of each individual recorded tree within each plot. AGB was estimated using Equation (1), an allometric equation developed and adjusted for the cerrado sensu stricto of the Federal District [10]:

$$AGB = 0.49129 + 0.02912 * Db^2 * Ht \quad (1)$$

$$R^2 (\%) = 98.28; RMSE (\%) = 25.79$$

where B is dry biomass (kg); Db is the diameter measured at 0.30 m from ground level (cm) and Ht is the total height (m); R^2 (%) is the coefficient of determination as a percentage and RMSE (%) is the root mean squared error as a percentage.

2.4. Overflight with Remotely Piloted Aircraft (RPA)

The RPA used in this study was a DJI Phantom 4 RTK multi-rotor model, coupled with an RTK module, equipped with a 1" CMOS (complementary metal-oxide semiconductor) multispectral camera of 20 megapixels per square inch and a 24-millimeter autofocus lens. The D-RTK2 mobile station is equipped with global navigation satellite system (GNSS) receivers and provides real-time positioning data for each image captured, ensuring centimeter precision for the images and results generated. At FAL, the RPA overflight took place in October 2020, while the flight at ESECAE took place in October 2021.

The flights were performed autonomously, at a speed of 45 km/h, as a nadir flight (camera pointing downwards), with 85% frontal and lateral overlap. The aerial images were processed in Pix4DMapper software [35], by means of the feature detection algorithm SIFT (scale-invariant feature transform) [36] and were processed using structure from motion (SfM) methods to generate the point clouds and produce three-dimensional (3D) information

[11,15]. The processing resulted in the production of the digital surface models (DSM) and digital terrain models (DTM).

At each plot vertex, white targets were embedded that were made of cardboard and sulfite paper. The maximum reflectance of the targets' white color served to better visualize the vertices of the plots and their locations on the aerial images. The spatial resolution of the image is influenced, among other factors, by the focal length of the camera and the height of flight. This resolution is defined as ground sample distance (GSD), which indicates how much area an image pixel represents in terms of centimeters on the ground [15,37]. Overflights were performed at a height of 90 m, resulting in an average GSD of 5 cm.

2.5. Digital Terrain Model (DTM) Validation

Ground control points (GCPs) were collected in each sample plot vertex. The GCPs capture geolocation information (X, Y, and Z), which allowed us to verify the correlation of the altimetric variable Z from the GCPs with the altitude information from the digital terrain model (DTM) generated via photogrammetry. A total of 77 GCP points were collected at the FAL site, while 54 were collected at the ESECAE unit, with 25 points in the preserved site and 29 in the anthropized site.

TechGeo Zênite II equipment was used, along with global navigation satellite system (GNSS) receivers of dual frequency (L1 and L2) and dual constellation (GPS and GLONASS). Each point had an acquisition time of 10 min, following a method adapted from the work of d'Oliveira et al. [38]. The receiver data were post-processed using GTR processor software [39], based on data from the Brasilia base station (BRAZ91200), which is the reference station of the Brazilian Continuous Monitoring Network (RBMC).

Using ArcMap software [40], the corresponding altimetric values in each GCP were extracted from the DTMs. These values were tested for normality, correlation, and statistical difference.

2.6. Adjustment and Validation of the Mathematical Model

The digital terrain model was then subtracted from the digital surface model to remove topographic variation within the plot, resulting in a canopy height model (CHM) that presents metrics of the vertical structure of the forest (Table 2). The metrics of the CHM were extracted at the plot level using Fusion software [41], with one meter being established as the minimum height to exclude those values referring to the grassy layer present in the cerrado sensu stricto environment.

Plot-level CHM metrics were merged with the summarized field plot data for regression modeling (Figure 3). Multiple linear regression techniques were used to develop the relationships between plot-level CHM metrics and field-measured AGB.

Table 2. Metrics taken from the digital images captured with remotely piloted aircraft, obtained with photogrammetry techniques, and used for modeling aboveground tree biomass in the Cerrado areas of the Federal District.

Maximum Height
Average Height
Height Mode
Median heights
Height Standard Deviation
Height Variance
Height variation coefficient
Mean heights from 1st to 4th quartile
Coefficient of variation, kurtosis, and skewness of the mean heights of the quartiles
Mean heights of the 1st, 5th, 10th, 20th, 25th, 30th, 40th, 50th, 60th, 70th, 75th, 80th, 90th, 95th, and 99th percentiles
Quadratic mean height
Mean cubic height
Canopy cover ratio

Following the assumptions of multiple linear regression, such as normality and homogeneity of variance [42], all variables were subjected to normality (Shapiro–Wilk) and homoscedasticity (Bartlett) tests. Then, the correlation (r) between AGB and metrics was calculated, selecting those that were significant (p -value < 0.05) and greater than 0.5 ($r > 0.5$). Model fitting used the stepwise procedure of selecting the most significant variables for regression, employing the variance inflation factor (VIF), with an upper limit of 5, to remove collinear predictor variables.

The following precision measures were used for the selection of the best-fitted equation: adjusted coefficient of determination (R^2 -adj); absolute and relative root mean squared error (RMSE and RMSE%, respectively); graphical distribution of the residuals; graphical distribution of observed versus predicted values. Model validation was performed using the k -fold cross-validation method [43] with 5 groups, including an analysis of R^2 values and root mean squared error (RMSE). This cross-validation tool was used to model and validate the regression model, maximizing the available data. For regression fitting, selection, and validation, R software [44] was used.

The selected model was applied over the areas of cerrado sensu stricto covered by the RPA flights, in order to map the biomass stock of the shrub stratum. The selected photogrammetric metrics were spatialized to a grid with 30 m \times 30 m cells for the application of the mathematical model [26], using ArcMap software [40].

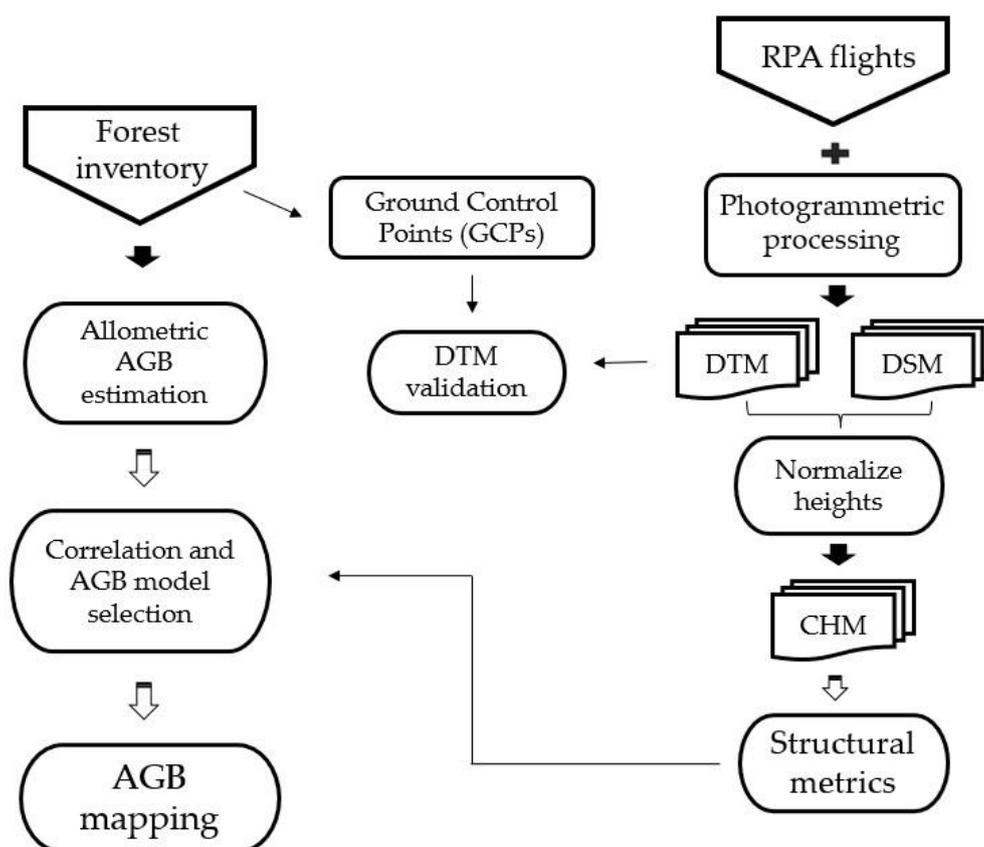


Figure 3. Methodology of the workflow used in the current study for modeling and mapping AGB in three areas of cerrado sensu stricto in the Federal District.

3. Results

3.1. Digital Terrain Model (DTM) Validation

The altimetric values captured at the 131 ground control points (GCP) using TechGeo Zenite GPS (II) were highly correlated with the altimetric values estimated by the digital terrain model (DTM), which was generated via photogrammetry of the digital images captured with the RPA ($r = 0.99$, $p < 0.01$, $RMSE = 4.6$ m). Assuming an average elevation of 1070 m for the study areas, the associated error represents an acceptable margin of error of 0.4% (Figure 3). The high correlation seen between the data demonstrated that a DTM generated using photogrammetry is able to describe the altimetric variations of the cerrado sensu stricto areas accurately. The clusters of elevation were produced by the elevation differences between the three study areas (Figure 4).

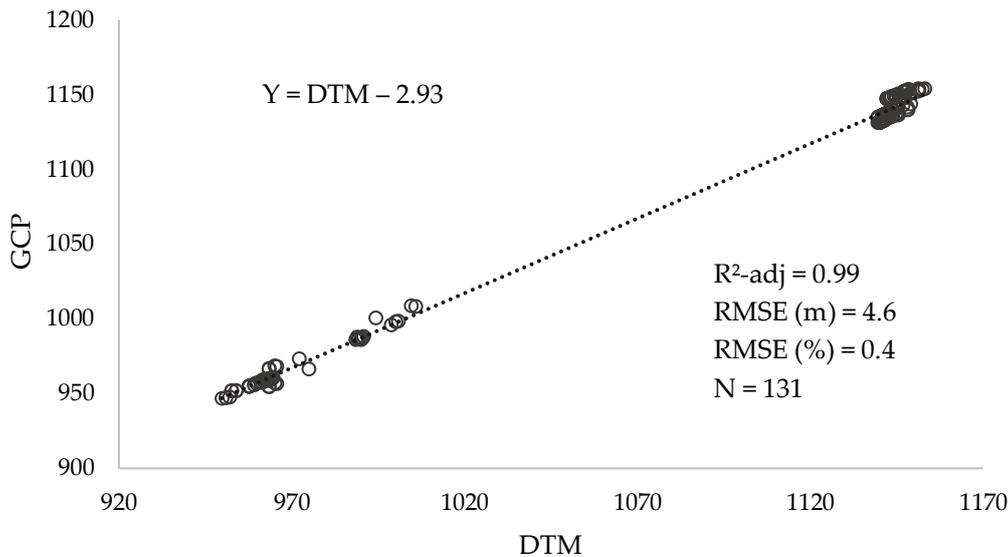


Figure 4. Correlation of the altimetric values, captured at ground control points (GCP) with TechGeo Zenite GPS (II), and with the digital terrain model (DTM) generated via the photogrammetry of digital images captured with RPA, at three cerrado sensu stricto sites in the Federal District.

3.2. Forest Inventories

The inventory of total estimated AGB was 17.83 Mg ha⁻¹ (\pm 3.33 Mg ha⁻¹) at FAL, with 2.51 Mg ha⁻¹ (\pm 2.82 Mg ha⁻¹) and 36.93 Mg ha⁻¹ (\pm 7.19 Mg ha⁻¹) at the anthropized and preserved sites of ESECAE, respectively. The average biomass value of the plots established in the field at the three sampled sites was 18.3 Mg ha⁻¹ (\pm 13.3 Mg ha⁻¹), ranging from 0.1 Mg ha⁻¹ (minimum) to 47.6 Mg ha⁻¹ (maximum) (Table 3). The wide range of variation of the AGB values and the high coefficient of variation (CV%) reflect the heterogeneity of the vegetation in the sampled areas, which are currently in different succession phases. However, this heterogeneity of the woody vegetation of the cerrado sensu stricto is a common characteristic of the phytophysiognomy of the environment, in which the structure can vary from sparse cerrado sensu stricto to densely vegetated cerrado sensu stricto [5].

Table 3. Descriptive statistics of the AGB and density of woody vegetation (shrub and tree) sampled during forest inventory in three areas of cerrado sensu stricto in the Federal District (n = 37).

Descriptive Statistics	Observed AGB (Mg ha ⁻¹)	Density (N ha ⁻¹)
Minimum	0.10	20
Maximum	47.6	3020
Mean	18.3	1502.4
CV (%)	72.9	60.1

In ESECAE’s anthropized cerrado sensu stricto, four outlier plots showed very low biomass values that were discrepant from the rest of the database and were not included in the AGB model. The lowest values of AGB and tree density were in the anthropized cerrado sensu stricto area in ESECAE, which is undergoing a slow process of natural vegetation recovery, due to its past intensive use for agriculture and cattle ranching [33]. In FAL, after 27 years, the different silvicultural treatments applied to the plots have produced heterogeneous structures [34], reflected in the high density of individuals and intermediate values of AGB (Figure 5). The fully protected cerrado sensu stricto site at ESECAE showed a lower density of individuals, when compared to FAL, but also exhibited the highest AGB values (Figure 5).

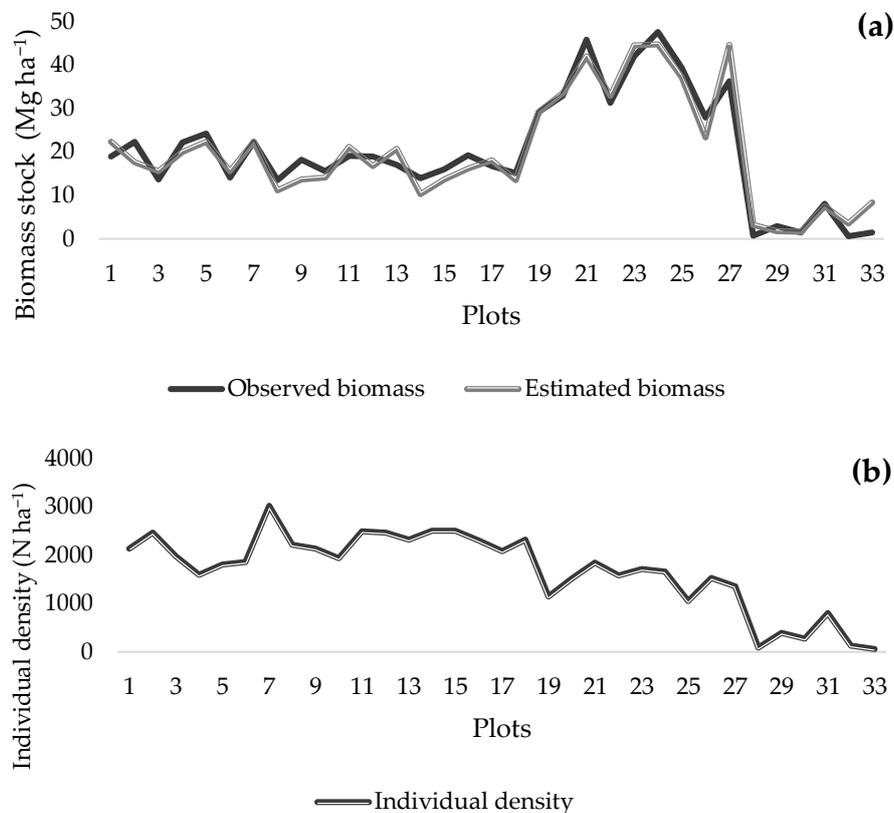


Figure 5. (a) Observed AGB and estimated AGB values using the photogrammetric model; (b) individual density, as observed in the plots in the three areas of cerrado sensu stricto in the Federal District.

3.3. AGB Model Selection

Based on the correlation analysis between AGB and the metrics extracted from the digital images captured with RPA, metrics with a correlation lower than 0.5 were excluded. Of the remaining metrics, values were selected to create the AGB model, using HP10, which refers to height at the 10th percentile position,

and HP95, which refers to height at the 95th percentile position. For both variables, the VIF value was equal to 2.9, which is below the established limit of 5, indicating absent or weak collinearity.

The adjusted model with two variables explained 93% of the data variability and presented an estimated error equal to 0.33 Mg ha⁻¹ (16%) (Figure 6). The model was validated with 5 groups using the k-fold method, resulting in an R² value equal to 94% and an RMSE equal to 0.33 Mg ha⁻¹ (16%). The residuals showed normal distribution (*p*-value = 0.11, Shapiro–Wilk test) (Figure 7). In both Figures 6 and 7, it is possible to see the grouping of the three sampled sites and the progression of the AGB values in each site.

The maps of AGB distribution generated from the spatialization of the photogrammetric AGB model are presented in Figure 8. This procedure optimized the visualization and understanding of the spatial distribution of forest biomass stocks in tree and shrub stratum vegetation in areas of cerrado sensu stricto, recorded at different stages of succession.

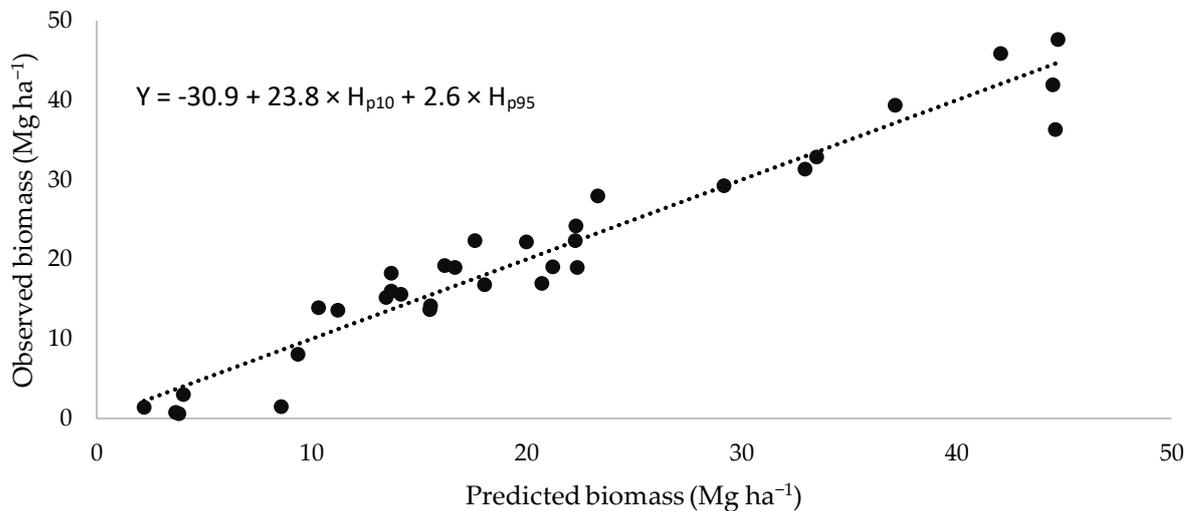


Figure 6. Predicted versus observed AGB values in the studied areas of cerrado sensu stricto in the Federal District. Y represents AGB (Mg ha⁻¹); Hp10 and Hp95 are metrics taken using photogrammetric images, referring to height at the 10th percentile position and to height at the 95th percentile position, respectively.

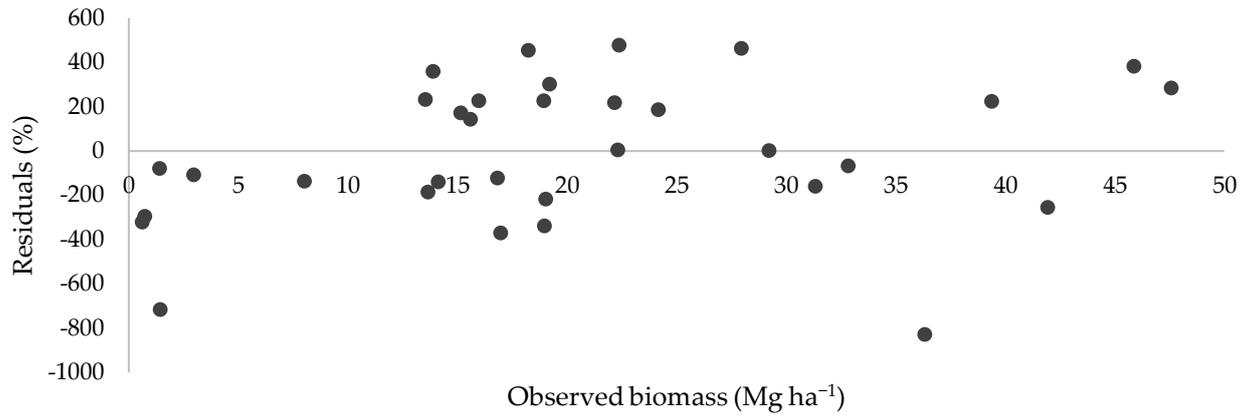


Figure 7. Observed AGB versus percentage residuals, obtained via the AGB model (Mg ha⁻¹) using photogrammetric metrics, for the tree and shrub stratum of three sites of cerrado sensu stricto in the Federal District.

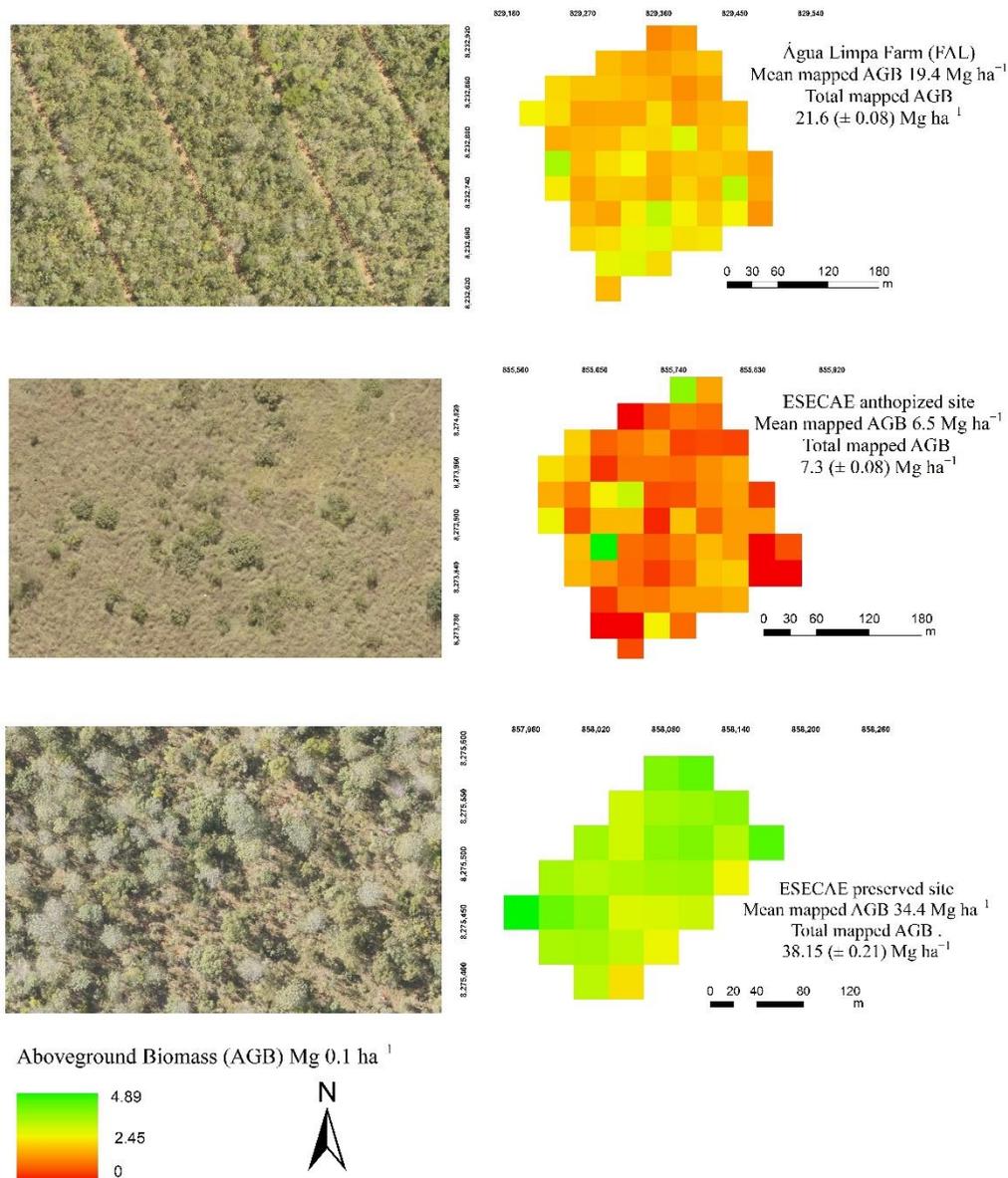


Figure 8. Aerophotogrammetrics, AGB distribution maps, and mapped values for the mean and total AGB of the three sites of cerrado sensu stricto, at different stages of succession, in the Federal District: (a) secondary cerrado sensu stricto at the Água Limpa experimental farm (FAL); (b) anthropized cerrado sensu stricto at Águas Emendadas Ecological Station (ESECAE); (c) preserved cerrado sensu stricto at ESECAE.

4. Discussion

Radar and laser (airborne or ground-based) sensors can penetrate tree canopies in densely forested areas and can capture centimeter-level information regarding vertical forest structure [15,38]. Light detection and ranging (LiDAR) equipment has been widely used in forest studies, generating 3D point clouds with centimeter accuracy at the stand and individual levels [16], and has

been successfully used for estimating biomass stock [45], canopy loss [23], and forest structure [46]. However, despite the high accuracy generated with LiDAR, its acquisition is expensive, especially for organizations in remote regions and developing countries [16], preventing its application on a large scale or for local ecosystem management and monitoring [47]. Furthermore, LiDAR, when coupled to RPA, has flight height limits due to the weight of the unit and low battery autonomy [23].

The inability of passive sensors to penetrate dense vegetation canopies and detect the ground surface is considered a major limitation in their use for AGB estimation in tropical forests [22]. In areas where the vegetation is dense and homogeneous, the lack of light penetrability prevents the capture of forest understory images via passive sensors. Heterogeneous forest landscapes, on the other hand, which exhibit vegetation of different heights and canopy openness, allow the passive sensor to capture images down to ground level [48]. Different studies carried out in tropical forests with very dense vegetation have used digital terrain models of higher accuracy that are generated by active sensors, such as airborne LiDAR or SRTM [15,22,23].

Nevertheless, other studies have already demonstrated the ability of passive sensors to identify the ground surface at sites with sparse and open canopies [22] and with large homogeneous clearings, such as in managed forests [15]. Mlambo et al. [16] demonstrated that the SfM algorithm, when applied in photogrammetry, can generate accurate DTM in areas where the canopy cover does not exceed 50%, or during times of leaf loss in deciduous and semi-deciduous forests, a situation similar to that of the Cerrado biome. This application is possible because the ground surface can be captured in aerial images through these discontinuous canopies, generating consistent digital models [22].

However, even in areas with vegetation suitable for the use of passive sensors and enabling correct reproduction of the ground surface, the topographic complexity must be considered. Areas with steep reliefs influence the accuracy of the DTM, whether it is generated with passive sensors or is used with airborne and ground laser scanning [22]. In addition, there are technical difficulties in performing the flights and scans in these areas. To this extent, the errors in altimetric variation that are associated with DTM are expected in mountainous areas or areas with great relief variations [18].

The metrics generated by the photogrammetric point cloud constitute a valuable information resource regarding the vertical structure of the forest community [47]. In our study, we used a bivariate model in which the selected metrics are percentiles, one that reflects the position of points relative to the normal distribution of the total set of points captured above ground. Given that a single height value does not fully describe any forest stand or community, the percentile represents an index that computes different height values [49] and is, therefore, widely used to describe vegetation structure and model aboveground stocks in different phytophysionomies [18,23,26,46,49,50].

Therefore, the selection of H_P95, which is representative of the largest trees in the community, is consistent with the ability of the passive sensor to capture surface points that describe the dominant stratum [16,22]. The metric H_P10 complements the model, representing the lowest strata, comprising small trees and shrub vegetation, which is strongly present in the Cerrado savanna physiognomies [5]. Furthermore, the capture and description of the lower strata, by means of the passive sensor, were only possible due to the openness and discontinuity of the canopy. Thus, we understand that the composition of the selected model reflects the savanna physiognomies of the Cerrado, in which scattered trees and shrubs coexist over a graminoid layer [4].

Using a ground laser in the Cerrado biome, Zimbres et al. [50] concluded that metrics based on percentiles clearly described structural differences between the forest (i.e., *cerradão*) and savanna (*cerrado sensu stricto*) formations. Similarly, in the same study, the authors adjusted a dry season biomass estimation model for the *cerrado sensu stricto* based on the 99th percentile, a metric indicative of the highest stratum, along with the 20th percentile, a metric related to vegetation structure at a lower height. Therefore, the most representative strata of AGB in *cerrado sensu stricto* can be described by high percentile metrics, even when using different remote sensing technologies.

On the other hand, in the eastern Amazon, when using aerial laser (LiDAR) DTM and photogrammetry metrics, d'Oliveira et al. [23] selected the 95th percentile (p95) as the only variable to best predict AGB, representing the dominant stratum in a tropical forest. In forests with dense and continuous canopies, the understory and lower strata are hidden, and cannot be described using passive sensor point clouds [47]. Comparably, these lower strata do not reflect the aboveground biomass stock found in tropical forests; therefore, a single metric representing the dominant strata (p95) was enough to estimate forest AGB in the study by d'Oliveira et al. [23]. Therefore, the choice of photogrammetric metrics is directly linked to the characteristics of the vegetation studied [48].

The model's uncertainty (> 15%) reflects the extent of the database (with 3.7 ha sampled) and the wide range of AGB variability in the sampled population (CV > 70%) [8]. Furthermore, high RMSEs are common in estimates of native forest communities, due to the high natural variability in terms of community structure and composition [10]. Considering that the Cerrado is composed of highly heterogeneous vegetation, even within the same physiognomy [10], and that the average sampling precision of the forest inventories was 38%, the model can be considered accurate.

The accuracy of our predictive model (R^2 -adj: 93%, RMSE: 16%) was similar to that of other studies using LiDAR in the Cerrado. In an area of *cerrado sensu stricto*, Bispo et al. [25] generated an estimation model for AGB stock, with an R^2 -adj value of 93% and an RMSE of 13%. Da Costa et al. [26] also applied LiDAR in the three major Cerrado physiognomies, thereby generating a model for AGB estimation with an R^2 -adj value of 79% and an

RMSE of 33%. Photogrammetry also showed similar accuracy to laser and hyperspectral sensors in discriminating and mapping the species present in savannas [51].

Passive sensors on board a low-cost RPA are capable of generating digital models that are sensitive to landscape changes [52], making it possible to collect regular and updated data on the vegetation in the study areas. Thus, the use of RGB cameras on board an RPA and photogrammetry techniques allow the monitoring of temporal dynamics, connectivity, and the fragmentation of ecosystems. Although RPAs do not offer coverage at larger scales, such as the satellite coverage seen on global levels, they offer viable and cost-effective alternatives for local and regional applications, with excellent temporal and spatial resolution [16,45]. In addition, the photogrammetric models could be upscaled to larger areas using a different combination of sensors, similar to that used by Bispo et al. [25].

AGB is an indirect variable by which to ascertain carbon stocks, which are usually estimated as 50% of dry biomass [53]. AGB models obtained through the use of alternative and cost-effective technologies are crucial and strategic for estimating and mapping carbon stocks [8,54]. The accurate estimation and mapping of the updated distribution of biomass stocks and, consequently, of carbon stocks allow areas undergoing recovery to be monitored, thereby supporting sustainable forest management plans and international negotiations within the carbon market [8,11].

5. Conclusions

The use of digital images that are captured with RGB cameras on board an RPA and processed with photogrammetric techniques to generate accurate digital terrain models allowed us to obtain consistent metrics of vegetation height. This made it possible to develop an AGB model that was accurate enough to be applied in different cerrado *sensu stricto* sites and at different stages of succession.

Our work showed the potential of a low-cost remote sensing platform for accurately estimating and mapping AGB stocks in the Brazilian savanna. Our study represents a step forward in mapping biomass and carbon stocks in tropical savannas, with practical applications for forest managers, technicians, and researchers. Nevertheless, it is essential to evaluate the characteristics of each area of interest, such as canopy cover and altimetric variation, to define the applicability of passive sensors for biomass estimation in other areas of savanna vegetation.

Although our AGB estimation model can be generalized for use in tropical savannas at different successional stages, Cerrado biome woody vegetation is highly heterogeneous. Hence, we suggest that this type of study be implemented in other regions and areas of interest in the Cerrado biome, in order to access information about the different physiognomies and seasonality. This would make it possible to build a more robust biomass stock model that represents the range of variations in the Cerrado.

Author Contributions: Conceptualization, M.V.N.d. and A.V.R.; data curation, R.F.P.d.Q.; formal analysis, R.F.P.d.Q., M.V.N.d., and P.A.L.d.A.; investigation, R.F.P.d.Q., M.V.N.d., and P.A.L.d.A.; methodology, R.F.P.d.Q. and M.V.N.d.; project administration, A.V.R.; resources, M.V.N.d. and A.V.R.; supervision, A.V.R.; validation, M.V.N.d.; writing—original draft, R.F.P.d.Q.; writing—review and editing, R.F.P.d.Q., M.V.N.d., A.V.R., and P.A.L.d.A. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This study was funded by the Brazilian Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES, research grant 88882.384103/2019-01) and the University of Brasília (DPG/UNB N°07/2021; PROAP/CAPES/UNB 2022).

Data Availability Statement: The data presented in this study are available on request from the corresponding author. The data are not publicly available due to privacy restrictions.

Acknowledgments: This study was supported by the Brazilian Agricultural Research Company (EMBRAPA), which provided the RPA.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Archibald, S.; Bond, W.J.; Hoffmann, W.; Lehmann, C.; Staver, C.; Stevens, N. Distribution and Determinants of Savannas. In *Savanna Woody Plants and Large Herbivores*; Scogings, P.F., Sankaran, M., Eds.; Wiley: Hoboken, NJ, USA, 2020; pp. 1–24.
2. Beerling, D.J.; Osborne, C.P. The Origin of the Savanna Biome. *Glob. Chang. Biol.* **2006**, *12*, 2023–2031. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01239.x>.
3. Bond, W.J.; Keeley, J.E. Fire as a Global “Herbivore”: The Ecology and Evolution of Flammable Ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* **2005**, *20*, 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>.
4. Eiten, G. The Cerrado Vegetation of Brazil. *Bot. Rev.* **1972**, *38*, 201–341. <https://doi.org/10.1007/BF02859158>.
5. Ribeiro, J.F.; Walter, B.M.T. Fitofisionomias Do Bioma Cerrado. In *Cerrado: Ambiente e Flora*; Sano, S.M., Almeida, S.P., Eds.; Empresa Brasileira de Agropecuária—EMBRAPA Cerrados: Planaltina, Brazil, 1998; pp. 89–166.
6. Lahsen, M.; Bustamante, M.M.C.; Dalla-Nora, E.L. Undervaluing and Overexploiting the Brazilian Cerrado at Our Peril. *Environment* **2016**, *58*, 4–15. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>.
7. Strassburg, B.B.N.; Brooks, T.; Feltran-Barbieri, R.; Iribarrem, A.; Crouzeilles, R.; Loyola, R.; Latawiec, A.E.; Oliveira Filho, F.J.B.; De Scaramuzza, C.A.M.; Scarano, F.R.; et al. Moment of Truth for the Cerrado Hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* **2017**, *1*, 99. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>.
8. Temesgen, H.; Affleck, D.; Poudel, K.; Gray, A.; Sessions, J. A Review of the Challenges and Opportunities in Estimating above Ground Forest Biomass Using Tree-Level Models. *Scand. J. For. Res.* **2015**, *30*, 326–335. <https://doi.org/10.1080/02827581.2015.1012114>.
9. Bonini, I.; Hur Marimon-Junior, B.; Matricardi, E.; Phillips, O.; Petter, F.; Oliveira, B.; Marimon, B.S. Collapse of Ecosystem Carbon Stocks Due to Forest Conversion to Soybean Plantations at the Amazon-Cerrado Transition. *For. Ecol. Manage.* **2018**, *414*, 64–73. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.038>.
10. Rezende, A.V.; Do Vale, A.T.; Sanquetta, C.R.; Figueiredo Filho, A.; Felfili, J.M. Comparação de Modelos Matemáticos Para Estimativa Do Volume, Biomassa e Estoque de Carbono Da Vegetação Lenhosa de Um Cerrado Sensu Stricto Em Brasília, DF. *Sci. For.* **2006**, *71*, 65–76.
11. Guimarães, N.; Pádua, L.; Marques, P.; Silva, N.; Peres, E.; Sousa, J.J. Forestry Remote Sensing from Unmanned Aerial Vehicles: A Review Focusing on the Data, Processing and Potentialities. *Remote Sens.* **2020**, *12*, 35. <https://doi.org/10.3390/rs12061046>.
12. Tang, L.; Shao, G. Drone Remote Sensing for Forestry Research and Practices. *J. For. Res.* **2015**, *26*, 791–797. <https://doi.org/10.1007/s11676-015-0088-y>.
13. Levick, S.R.; Whiteside, T.; Loewensteiner, D.A.; Rudge, M.; Bartolo, R. Leveraging TIs as a Calibration and Validation Tool for MIs and Uls Mapping of Savanna Structure and Biomass at Landscape-Scales. *Remote Sens.* **2021**, *13*, 257. <https://doi.org/10.3390/rs13020257>.

14. Bazzo, C.O.G.; Kamali, B.; Hütt, C.; Bareth, G.; Gaiser, T. A Review of Estimation Methods for Aboveground Biomass in Grasslands Using UAV. *Remote Sens.* **2023**, *15*, 639. <https://doi.org/10.3390/rs15030639>.
15. González-Jaramillo, V.; Fries, A.; Bendix, J. AGB Estimation in a Tropical Mountain Forest (TMF) by Means of RGB and Multispectral Images Using an Unmanned Aerial Vehicle (UAV). *Remote Sens.* **2019**, *11*, 22. <https://doi.org/10.3390/rs11121413>.
16. Mlambo, R.; Woodhouse, I.H.; Gerard, F.; Anderson, K. Structure from Motion (SfM) Photogrammetry with Drone Data: A Low Cost Method for Monitoring Greenhouse Gas Emissions from Forests in Developing Countries. *Forests* **2017**, *8*, 68. <https://doi.org/10.3390/f8030068>.
17. Batistoti, J.; Marcato, J.; Ítavo, L.; Matsubara, E.; Gomes, E.; Oliveira, B.; Souza, M.; Siqueira, H.; Filho, G.S.; Akiyama, T.; et al. Estimating Pasture Biomass and Canopy Height in Brazilian Savanna Using UAV Photogrammetry. *Remote Sens.* **2019**, *11*, 2447. <https://doi.org/10.3390/rs11202447>.
18. Puliti, S.; Ørka, H.O.; Gobakken, T.; Næsset, E. Inventory of Small Forest Areas Using an Unmanned Aerial System. *Remote Sens.* **2015**, *7*, 9632–9654. <https://doi.org/10.3390/rs70809632>.
19. Mishra, V.; Avtar, R.; Prathiba, A.P.; Mishra, P.K.; Tiwari, A.; Sharma, S.K.; Singh, C.H.; Chandra Yadav, B.; Jain, K. Uncrewed Aerial Systems in Water Resource Management and Monitoring: A Review of Sensors, Applications, Software, and Issues. *Adv. Civ. Eng.* **2023**, *2023*, 3544724. <https://doi.org/10.1155/2023/3544724>.
20. Almeida, A.; Gonçalves, F.; Silva, G.; Souza, R.; Treuhaft, R.; Santos, W.; Loureiro, D.; Fernandes, M. Estimating Structure and Biomass of a Secondary Atlantic Forest in Brazil Using Fourier Transforms of Vertical Profiles Derived from UAV Photogrammetry Point Clouds. *Remote Sens.* **2020**, *12*, 3560. <https://doi.org/10.3390/rs12213560>.
21. Hoffrén, R.; Lamelas, M.T.; de la Riva, J. UAV-Derived Photogrammetric Point Clouds and Multispectral Indices for Fuel Estimation in Mediterranean Forests. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* **2023**, *31*, 100997. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.100997>.
22. Crespo-Peremarch, P.; Torralba, J.; Carbonell-Rivera, J.P.; Ruiz, L.A. Comparing the Generation of DTM in a Forest Ecosystem Using TLS, ALS and UAV-DAP, and Different Software Tools. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci. ISPRS Arch.* **2020**, *43*, 575–582. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLIII-B3-2020-575-2020>.
23. d'Oliveira, M.V.N.; Figueiredo, E.O.; de Almeida, D.R.A.; Oliveira, L.C.; Silva, C.A.; Nelson, B.W.; da Cunha, R.M.; de Almeida Papa, D.; Stark, S.C.; Valbuena, R. Impacts of Selective Logging on Amazon Forest Canopy Structure and Biomass with a LiDAR and Photogrammetric Survey Sequence. *For. Ecol. Manage.* **2021**, *500*, 119648. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119648>.
24. Karpina, M.; Jarzabek-Rychard, M.; Tymków, P.; Borkowski, A. Uav-Based Automatic Tree Growth Measurement for Biomass Estimation. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci. ISPRS Arch.* **2016**, *41*, 685–688. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XLI-B8-685-2016>.
25. Bispo, P.C.; Rodríguez-Veiga, P.; Zimbres, B.; do Couto de Miranda, S.; Giusti Cezare, C.H.; Fleming, S.; Baldacchino, F.; Louis, V.; Rains, D.; Garcia, M.; et al. Woody Aboveground Biomass Mapping of the Brazilian Savanna with a Multi-Sensor and Machine Learning Approach. *Remote Sens.* **2020**, *12*, 22. <https://doi.org/10.3390/RS12172685>.
26. da Costa, M.B.T.; Silva, C.A.; Broadbent, E.N.; Leite, R.V.; Mohan, M.; Liesenberg, V.; Stoddart, J.; do Amaral, C.H.; de Almeida, D.R.A.; da Silva, A.L.; et al. Beyond Trees: Mapping Total Aboveground Biomass Density in the Brazilian Savanna Using High-Density UAV-Lidar Data. *For. Ecol. Manage.* **2021**, *491*, 119155. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119155>.
27. Bossoukpe, M.; Faye, E.; Ndiaye, O.; Diatta, S.; Diatta, O.; Diouf, A.A.; Dendoncker, M.; Assouma, M.H.; Taugourdeau, S. Low-Cost Drones Help Measure Tree Characteristics in the Sahelian Savanna. *J. Arid Environ.* **2021**, *187*, 104449. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104449>.
28. Dutra, A.C.; Breunig, F.M.; Cassol, H.L.G.; de Oliveira, M.T.; Hoffmann, T.B.; Arai, E.; Duarte, V.; Shimabukuro, Y.E. Brazilian Savanna Height Estimation Using UAV Photogrammetry. In Proceedings of the 2021 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS, Brussels, Belgium, 11–16 July 2021; pp. 5945–5948.
29. Ferreira, M.E.; Alves, L.R.; Albuquerque, R.W.; Broadbent, E.; De Almeida, D.R.A.; Avino, F.S.; Cezare, C.H.G.; Zambrano, A.M.A.; Wilkinson, B.; Oliveira-Da-Costa, M. Monitoring the Brazilian Savanna with Lidar and RGB Sensors Onboard Remotely Piloted Aircraft Systems. In Proceedings of the IGARSS 2019 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Yokohama, Japan, 28 July–2 August 2019; pp. 9240–9243. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2019.8898601>.
30. Sano, S.M.; de Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. *Cerrado: Ecologia e Flora*, 1st ed.; Embrapa Cerrados: Planaltina, Brazil, 2008; Volume 1.

31. Maia, J.M.F.; Baptista, G.M.M. Clima. In *Águas Emendadas*; Fonseca, F.O., Ed.; Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal: Seduma, Brazil, 2008; pp. 101–109.
32. Lacerda, M.P.C. Solos. In *Águas Emendadas*; Fonseca, F.O., Ed.; Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal: Seduma, Brazil, 2008; pp. 140–147.
33. Rezende, A.V.; Papa, D.D.A. Revegetação Natural de Áreas Antropizadas. In *Águas Emendadas*; Fonseca, F.O., Ed.; Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Distrito Federal: Seduma, Brazil, 2008; pp. 199–206.
34. de Azevedo, G.B.; Rezende, A.V.; de Oliveira Sousa Azevedo, G.T.; Miguel, E.P.; de Gois Aquino, F.; Bruzinga, J.S.C.; de Oliveira, L.S.C.; Pereira, R.S.; Teodoro, P.E. Woody Biomass Accumulation in a Cerrado of Central Brazil Monitored for 27 Years after the Implementation of Silvicultural Systems. *For. Ecol. Manage.* **2020**, *455*, 10. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117718>.
35. Pix4D. Pix4Dmapper (version 4.1). 2017. Windows. Pix4D.
36. Lowe, D.G. Distinctive Image Features from Scale-Invariant Keypoints. *Int. J. Comput. Vis.* **2004**, *60*, 91–110. <https://doi.org/10.1023/B:VISI.0000029664.99615.94>.
37. Küng, O.; Strelha, C.; Beyeler, A.; Zufferey, J.-C.; Floreano, D.; Fua, P.; Gervais, F. The Accuracy of Automatic Photogrammetric Techniques on Ultra-Light UAV Imagery. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* **2012**, XXXVIII-1/C22, 125–130. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-xxxviii-1-c22-125-2011>.
38. d'Oliveira, M.V.N.; Reutebuch, S.E.; McGaughey, R.J.; Andersen, H.E. Estimating Forest Biomass and Identifying Low-Intensity Logging Areas Using Airborne Scanning Lidar in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. *Remote Sens. Environ.* **2012**, *124*, 479–491. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.05.014>.
39. EFFIGIS. GTR Processor (version 2.91). Windows. EFFIGIS. 2014.
40. ESRI. ArcGIS (version 10.8). Windows. ESRI. 2019.
41. McGaughey, R.J. *FUSION/LDV: Software for LiDAR Data Analysis and Visualization*; USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 2014.
42. Draper, N.R.; Smith, H. *Applied Regression Analysis*; Wiley Series in Probability and Statistics; Wiley: Hoboken, NJ, USA, 1998; ISBN 9780471170822.
43. Wong, T.-T.; Yeh, P.-Y. Reliable Accuracy Estimates from k -Fold Cross Validation. *IEEE Trans. Knowl. Data Eng.* **2020**, *32*, 1586–1594. <https://doi.org/10.1109/TKDE.2019.2912815>.
44. R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*; R Core Team: Vienna, Austria, 2020.
45. Figueiredo, E.O.; d'Oliveira, M.V.N.; Braz, E.M.; de Almeida Papa, D.; Fearnside, P.M. LIDAR-Based Estimation of Bole Biomass for Precision Management of an Amazonian Forest: Comparisons of Ground-Based and Remotely Sensed Estimates. *Remote Sens. Environ.* **2016**, *187*, 281–293. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.026>.
46. Gwenz, D.; Lefsky, M.A. Modeling Canopy Height in a Savanna Ecosystem Using Spaceborne Lidar Waveforms. *Remote Sens. Environ.* **2014**, *154*, 338–344. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.11.024>.
47. Dandois, J.P.; Ellis, E.C. High Spatial Resolution Three-Dimensional Mapping of Vegetation Spectral Dynamics Using Computer Vision. *Remote Sens. Environ.* **2013**, *136*, 259–276. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.04.005>.
48. Papa, D.D.A. Impacto Do Manejo de Precisão Em Florestas Tropicais. Master's Thesis, University of São Paulo, São Paulo, Brazil. 2018; 112p.
49. Lefsky, M.A. A Global Forest Canopy Height Map from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer and the Geoscience Laser Altimeter System. *Geophys. Res. Lett.* **2010**, *37*, 1–5. <https://doi.org/10.1029/2010GL043622>.
50. Zimbres, B.; Shimbo, J.; Bustamante, M.; Levick, S.; Miranda, S.; Roitman, I.; Silvério, D.; Gomes, L.; Fagg, C.; Alencar, A. Savanna Vegetation Structure in the Brazilian Cerrado Allows for the Accurate Estimation of Aboveground Biomass Using Terrestrial Laser Scanning. *For. Ecol. Manage.* **2020**, *458*, 117798. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117798>.
51. Oldeland, J.; Große-Stoltenberg, A.; Naftal, L.; Strohbach, B.J. The Potential of UAV Derived Image Features for Discriminating Savannah Tree Species. In *The Roles of Remote Sensing in Nature Conservation*; Springer: Cham, Switzerland, 2017; pp. 183–201. ISBN 9783319643328.
52. Valbuena, R.; O'Connor, B.; Zellweger, F.; Simonson, W.; Vihervaara, P.; Maltamo, M.; Silva, C.A.; Almeida, D.R.A.; Danks, F.; Morsdorf, F.; et al. Standardizing Ecosystem Morphological Traits from 3D Information Sources. *Trends Ecol. Evol.* **2020**, *35*, 656–667. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.03.006>.
53. IPCC. Agriculture, Forestry and Other Land Use. In *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*; Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Eds.; Prepared by the National

Drones **2023**, *7*(8), 493. <https://doi.org/10.3390/drones7080493>

- Greenhouse Gas Inventories Programme; Institute for Global Environmental Strategies (IGES): Hayama, Japan, 2006; pp. 4.1–4.83.
54. Bustamante, M.M.C.; Silva, J.S.O.; Cantinho, R.Z.; Shimbo, J.Z.; Oliveira, P.V.C.; Santos, M.M.O.; Ometto, J.P.H.B.; Cruz, M.R.; Mello, T.R.B.; Godiva, D.; et al. Engagement of Scientific Community and Transparency in C Accounting: The Brazilian Case for Anthropogenic Greenhouse Gas Emissions from Land Use, Land-Use Change and Forestry. *Environ. Res. Lett.* **2018**, *13*, 11. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabb37>.

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

REFLEXÕES PARA O MANEJO DE ÁREAS EM RECUPERAÇÃO DO CERRADO

Duas décadas de monitoramento da regeneração de um cerrado *sensu stricto* com histórico de uso antrópico demonstraram que ele transitou para um estágio ecossistêmico alternativo, pois se difere em florística, densidade de indivíduos e estoques de área basal e carbono em relação ao seu ecossistema de referência. Nossa pesquisa reitera que atividades agropecuárias são extremamente agressivas aos ecossistemas savânicos, condenando-os a frequentes distúrbios e à perda da resiliência da vegetação. Dessa forma, no cerrado antropizado da ESECAE, a regeneração natural não está sendo suficiente para promover a restauração da área, tampouco para recuperar parte dos serviços ecossistêmicos, como o estoque de carbono atmosférico.

No contexto de mensuração da produtividade de biomassa das comunidades lenhosas, nosso estudo também demonstrou o potencial de plataformas de sensoriamento remoto de baixo custo para a estimativa dos estoques acima do solo, gerando um modelo matemático com aplicações práticas para o uso de gestores florestais, técnicos e pesquisadores. A utilização de aeronaves remotamente pilotadas para o monitoramento de remanescentes savânicos permite iniciar uma nova fase no acompanhamento contínuo das áreas de estudo. Embora essa técnica não permita ainda inferir a respeito da diversidade das espécies, permite agregar importantes informações no monitoramento da produtividade das áreas alvo.

Tanto a restauração quanto o manejo florestal envolvem a gestão da vegetação com o principal objetivo de reconstrução ou manutenção dos serviços ecossistêmicos e seus recursos naturais (BUSTAMANTE et al., 2018; JIA et al., 2019). Dessa forma, a restauração pode ser vista como uma ferramenta do manejo florestal, pois pode ser utilizada para recuperar áreas que foram manejadas inadequadamente no passado, para compensar impactos ambientais causados por atividades antrópicas ou para aumentar a diversidade e a resiliência da floresta em si. Do mesmo modo, o manejo florestal pode acelerar o processo de regeneração, controlar espécies invasoras, e enriquecer a diversidade e funções do ecossistema (HIGGINS et al., 2007; DURIGAN; RAMOS, 2013; VILLA et al., 2019).

O legado deixado pelas atividades agrícolas nos ecossistemas transformou a restauração de pastos e cultivos abandonados em um grande desafio, de modo que a recomposição de espécies nativas nessas áreas costuma ocorrer apenas com significativa dedicação de recursos financeiros e humanos (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008).

A categoria de Unidade de Conservação Estação Ecológica, cujos objetivos incluem a preservação da natureza, admite intervenções que visem a restauração de ecossistemas modificados, bem como o manejo de espécies para a preservação da diversidade biológica (BRASIL, 2000). Mesmo que o objetivo final da restauração não seja o retorno às condições originais pré-distúrbio, a recuperação de serviços ecossistêmicos, como sequestro de carbono, cobertura do solo para controle de erosão, e a criação de novos habitats para uma porção da biodiversidade, são objetivos chave para guiar as estratégias de recuperação. Destarte, o controle e erradicação das gramíneas invasoras em pastos e cultivos abandonados no domínio do Cerrado é substancialmente necessário para redefinir a trajetória de regeneração e recuperação da vegetação (DAMASCENO et al., 2018).

Embora diferentes estudos já tenham avaliado a eficácia na utilização de diferentes técnicas, métodos e ferramentas para o controle ou erradicação de espécies invasoras no manejo de áreas em recuperação (DURIGAN et al., 1999; RODRIGUES; MALTONI; CASSIOLATO, 2007; ABREU et al., 2011; DURIGAN; RAMOS, 2013; LANNES et al., 2016; ASSIS, 2017; LIAFFA, 2020; GABRIEL et al., 2022), não há uma única fórmula pré-estabelecida que garanta o sucesso desse controle, estando cada sítio sujeito a um conjunto de características bióticas e abióticas que exigirá uma estratégia específica.

Na ESECAE entendemos que a ação mais emergencial deve ser o controle das gramíneas exóticas invasoras. Mas independente da técnica de manejo escolhida e aplicada para controle dessas gramíneas, ainda é importante auxiliar a recuperação da vegetação através do enriquecimento da diversidade. Apesar de ser o foco desse estudo, o simples enriquecimento de espécies arbóreo-arbustivas não significa a recuperação de uma savana tropical, pois o grupo de plantas arbustivas e herbáceas representam até 80% da biodiversidade vegetal do Cerrado (ABREU et al., 2017). De toda sorte, a utilização de diferentes técnicas de manejo, com acompanhamento e monitoramento de longo prazo, ao contrário de uma única ação isolada, tende a ter mais sucesso para controle de exóticas invasoras e restauração de áreas nativas (KETTENRING; ADAMS, 2011).

Apesar de diferentes estudos já orientarem as melhores ações para controle de exóticas e reintrodução de nativas, ainda é comum que os mesmos tratamentos não funcionem em determinados ecossistemas (LIAFFA, 2020), principalmente devido à particularidade ambiental e histórica de cada um. Dessa forma, ainda há necessidade de mais pesquisas que testem o sucesso de diferentes tratamentos em diferentes condições ambientais, e que combinem com novas práticas para seleção de espécies nativas, como aquelas baseadas em diversidade funcional (KETTENRING; ADAMS, 2011; COUTINHO et al., 2019).

Pesquisas de longo prazo são cruciais para mensurar e compreender os efeitos do manejo florestal, a tendência sucessional e a resiliência em ecossistemas savânicos. Tais estudos implicam o envolvimento de diferentes gerações de pesquisadores, alta padronização e coleta de dados em campo, além de contínuo reconhecimento e financiamento dessas atividades. As mais de duas décadas de monitoramento apresentadas nesse estudo trouxeram importantes resultados, no entanto levantaram outras tantas questões que permanecem a serem investigadas e testadas por mais tempo. Nesse âmbito, reiteramos a importância de se monitorar as áreas de estudo com intervalos de dois até cinco anos, pois as informações da dinâmica vegetal podem ser influenciadas pelo intervalo entre medições, e levar a perda de informações e conclusões equivocadas (FELFILI; CARVALHO; HAIDAR, 2005; BRAGA; REZENDE, 2007).

A restauração e o manejo da vegetação natural do Cerrado ainda são desafiadores, e a forma mais fácil de prevenir grandes projetos de recuperação e restauração, laboriosos e onerosos, é a proteção e conservação de remanescentes nativos do Cerrado.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R. C. R. de et al. Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? *Forest Ecology and Management*, v. 262, n. 8, p. 1452–1459, 2011. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.06.046.
- ABREU, R. C. R. et al. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances*, v. 3, n. 8, p. 1–8, 2017. DOI: 10.1126/sciadv.1701284
- ASSIS, G. B. de. *Invasão do campo cerrado por braquiária (Urochloa decumbens): perdas de diversidade e técnicas de restauração*. Tese de doutorado. 2017. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2017.
- BRAGA, F. M. S. B.; REZENDE, A. V. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília - DF. *Cerne*, v. 13, n. 2, p. 138–148, 2007.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). 2000.
- BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Engagement of scientific community and transparency in C accounting: The Brazilian case for anthropogenic greenhouse gas emissions from land use, land-use change and forestry. *Environmental Research Letters*, v. 13, n. 5, p. 11, 2018. DOI: 10.1088/1748-9326/aabb37
- COUTINHO, A. G. et al. Effects of initial functional-group composition on assembly trajectory in savanna restoration. *Applied Vegetation Science*, v. 22, n. 1, p. 61–70, 2019. DOI: 10.1111/avsc.12420
- CRAMER, V. A.; HOBBS, R. J.; STANDISH, R. J. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 23, n. 2, p. 104–112, 2008. DOI: 10.1016/j.tree.2007.10.005
- DAMASCENO, G. et al. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. *Biological Invasions*, v. 20, n. 12, p. 3621–3629, 2018. DOI: 10.1007/s10530-018-1800-6
- DURIGAN, G. et al. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em áreas de pastagem, Assis, SP. *Acta Botanica Brasílica*, v. 12, n. 3, p. 421–429, 1999. DOI: 10.1590/S0102-33061998000400011
- DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. *Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas*. 1a. ed. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2013.
- FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. *Manual para o monitoramento de parcelas permanentes*. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2005.
- GABRIEL, A. W. et al. Semeadura Direta para Restaurar Savanas Neotropicais: uma Alternativa para Adequação Ambiental no Cerrado. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil*, v. 12, n. 1, p. 88–103, 2022. DOI: 10.37002/biobrasil.v12i1.1840
- HIGGINS, S. I. et al. Sustainable management of extensively managed savanna rangelands. *Ecological Economics*, v. 62, n. 1, p. 102–114, abr. 2007. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2006.05.019.
- JIA, G. et al. Land-Climate Interactions. In: SHUKLA, P. R. et al. (Ed.). *Climate Change*

and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. 2019. p. 1–186.

KETTENRING, K. M.; ADAMS, C. R. Lessons learned from invasive plant control experiments: A systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, n. 4, p. 970–979, 2011. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.01979.x

LANNES, L. S. et al. Native and alien herbaceous plants in the Brazilian Cerrado are (co-)limited by different nutrients. *Plant and Soil*, v. 400, n. 1–2, p. 231–243, 2016. DOI: 10.1007/s11104-015-2725-9

LIAFFA, A. B. S. *Restauração ecológica no Cerrado: Intenso preparo de solo e alta densidade de semeadura não eliminam a necessidade de erradicação de gramíneas exóticas invasoras*. Dissertação de mestrado. 2020. Universidade de Brasília, 2020.

RODRIGUES, G. B.; MALTONI, K. L.; CASSIOLATO, A. M. R. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 11, n. 1, p. 73–80, 2007. DOI: 10.1590/S1415-43662007000100010

VILLA, P. M. et al. Testing species abundance distribution models in tropical forest successions: Implications for fine-scale passive restoration. *Ecological Engineering*, v. 135, n. December 2018, p. 28–35, 2019. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.05.015.