



ANTÔNIO JOÃO MASSUNGUIRE

**DISTRIBUIÇÃO DE ERIOCAULACEAE ENDÊMICAS DO
CERRADO EM ÁREAS SOB EFEITO DO ADENSAMENTO
DE PLANTAS LENHOSAS**

**LAVRAS-MG
2025**

ANTÓNIO JOÃO MASSUNGUIRE

**DISTRIBUIÇÃO DE ERIOCAULACEAE ENDÊMICAS DO CERRADO EM ÁREAS
SOB EFEITO DO ADENSAMENTO DE PLANTAS LENHOSAS**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia Aplicada, área de
concentração em ecologia e
conservação de recursos em
paisagens fragmentadas e
agrossistemas, para obtenção do
título de Mestre.

Prof^a. Dr^a. Renata Dias Françoso Brandão
Orientadora

**LAVRAS-MG
2025**

**Ficha Catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração
de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com
dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Massunguire, António João .

Distribuição de Eriocaulaceae endêmicas do Cerrado em áreas sob efeito do
adensamento de plantas lenhosas / António João Massunguire. - 2025.
50 p. : il.

Orientadora: Renata Dias Françaço Brandão

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2025.
Bibliografia.

1. Adensamento de plantas lenhosas (WPE). 2. Cerrado. 3. Eriocaulaceae. 4.
Modelagem de distribuição de espécies (SDM). I. Brandão , Renata Dias Françaço . II.
Universidade Federal de Lavras. III. Título.

ANTÓNIO JOÃO MASSUNGUIRE

**DISTRIBUTION OF CERRADO ENDEMIC ERIOCAULACEAE IN AREAS
AFFECTED BY WOODY PLANT ENCROACHMENT**

**DISTRIBUIÇÃO DE ERIOCAULACEAE ENDÊMICAS DO CERRADO EM ÁREAS
SOB EFEITO DO ADENSAMENTO DE PLANTAS LENHOSAS**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia Aplicada, área de
concentração em ecologia e
conservação de recursos em
paisagens fragmentadas e
agrossistemas, para obtenção do
título de Mestre.

APROVADA em 18 de fevereiro de 2025
Dr^a. Renata Dias França Brandão - UFLA
Dr. Ronald Zanetti Bonetti Filho - UFLA
Dr^a Cássia Munhoz - UnB

Prof^a. Dr^a. Renata Dias França Brandão
Orientadora

**LAVRAS-MG
2025**

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por me guiar em cada etapa da minha formação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, pela oportunidade de aprender com profissionais extraordinários, cuja dedicação se tornou uma inspiração para mim.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

À professora Renata Dias Françoso Brandão, por sua orientação e encorajamento nos momentos mais desafiadores.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, pelos valiosos ensinamentos, que ampliaram minha visão no campo da ecologia e despertaram em mim o desejo de realizar pesquisas inovadoras, compartilhar ciência e levar essas experiências para a próxima etapa da minha carreira.

À minha esposa, Ana, às minhas filhas, Eunice e Priscila, e à minha sobrinha, Erança, por aceitarem minha ausência durante minha formação acadêmica em outro continente. Agradeço pelo apoio constante, pelo carinho inabalável em cada etapa e pela força que me deram nos momentos de dificuldade. Aos meus pais, João e Linda, e aos meus irmãos, Julião e Ana, pelo amor incondicional e por enfrentarem com paciência os dias de saudade causados pela minha ausência, sempre me incentivando a seguir em frente.

Aos amigos Alcides, Elidio e Dique, pela força, apoio e conselhos que fizeram diferença em momentos de adversidade. Ao amigo Igor, por tantas aulas particulares de estatística e, sobretudo, por ser um porto seguro, sempre oferecendo um ombro amigo quando precisei.

Aos colegas do laboratório, pelas críticas construtivas, sugestões e colaborações que contribuíram imensamente para o aprimoramento deste projeto. Aos meus colegas de turma, os *Ecolindos*, minha eterna gratidão. Desde o primeiro dia de aula, vocês demonstraram apoio incondicional, tanto na compreensão dos conteúdos ministrados quanto na minha inserção social.

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma, participaram desta jornada. Recebam meu mais sincero agradecimento.

RESUMO

O efeito do adensamento de plantas Lenhosas (WPE) sobre as herbáceas ainda exige pesquisas mais aprofundadas. Estudos pontuais no Cerrado indicam que o WPE, promove sombreamento e a exclusão do estrato herbáceo. Como estratégia de compensação, sugerem o uso do fogo para a manutenção das savanas abertas e conseqüentemente das espécies herbáceas. No entanto, não há consenso quanto ao uso do fogo como ferramenta de manejo desses ecossistemas, especialmente devido à variação da proporção de WPE no Cerrado. Neste estudo investigamos o impacto do WPE sobre as espécies endêmicas da família Eriocaulaceae. Para isso, utilizou-se mapa das áreas afetadas por WPE no bioma Cerrado. Em seguida, foram baixados do GBIF dados de espécies herbáceas endêmicas do Brasil. Após a limpeza dos dados, foram identificadas 113 espécies com o número mínimo aceitável de pontos para modelagem (10 pontos), considerando uma distância mínima de 10 km entre ocorrências. A modelagem de distribuição de espécies (SDM) foi realizada para identificar a extensão de ocorrência (EOO) de cada espécie. Os mapas da EOO das espécies foram sobrepostos aos mapas de WPE para identificar quais áreas estão sendo afetadas. Todas espécies apresentaram suas EOO afetadas pelo WPE. O teste t pareado revelou uma diferença estatisticamente significativa entre a EOO das espécies herbáceas e a área total sob WPE (valor-p de 3,46e-07). Com base nisso, há evidências robustas de que o WPE afeta negativamente a EOO das espécies herbáceas endêmicas da família Eriocaulaceae. Concluímos que o aumento do WPE reduz significativamente o habitat disponível para as espécies estudadas, destacando a necessidade de estratégias de manejo para preservar essas espécies.

Palavras-chave: adensamento de plantas lenhosas (WPE); cerrado; Eriocaulaceae; modelagem de distribuição de espécies (SDM).

ABSTRACT

The effect of Woody Plant Encroachment (WPE) on herbaceous plants still requires further research. Specific studies in the Cerrado indicate that WPE promotes shading and the exclusion of the herbaceous layer. As a compensatory strategy, they suggest the use of fire to maintain open savannas and consequently preserve herbaceous species. However, there is no consensus on the use of fire as a management tool for these ecosystems, especially due to the variation in the proportion of WPE in the Cerrado. In this study, we investigated the impact of WPE on endemic species of the Eriocaulaceae family. For this purpose, we used a map of areas affected by WPE in the Cerrado biome. Subsequently, data on endemic herbaceous species of Brazil were downloaded from GBIF. After data cleaning, 113 species were identified with the minimum acceptable number of points for modeling (10 points), considering a minimum distance of 10 km between occurrences. Species distribution modeling (SDM) was conducted to identify the extent of occurrence (EOO) of each species. The EOO maps of the species were overlaid with WPE maps to identify which areas are being affected. All species had their EOOs affected by WPE. The paired t-test revealed a statistically significant difference between the EOO of herbaceous species and the total area under WPE (p -value of $3.46e-07$). Based on this, there is strong evidence that WPE negatively affects the EOO of endemic herbaceous species of the Eriocaulaceae family. We conclude that the increase in WPE significantly reduces the available habitat for the studied species, highlighting the need for management strategies to preserve these species.

Keywords: woody plant encroachment (WPE); cerrado; Eriocaulaceae; species distribution modeling (SDM).

INDICADORES DE IMPACTO

Os resultados deste estudo fornecem bases sólidas para a tomada de decisão sobre a conservação de espécies impactadas por WPE, os impactos na sociedade que reside nas áreas afetadas e a definição de estratégias de manejo do WPE. No geral, o estudo está alinhado aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, especialmente ao ODS 15 (Ecossistemas Terrestres), no que se refere à conservação da biodiversidade e ao uso sustentável dos ecossistemas. Assim, a pesquisa não apenas aprofunda o entendimento dos impactos do WPE sobre espécies herbáceas endêmicas, mas também oferece subsídios científicos que podem orientar pesquisas prévias e contribuir para o desenho de estratégias de conservação mais eficazes, ajustadas para reduzir ou controlar o impacto desse fenômeno no Cerrado, promovendo sua sustentabilidade ambiental. Prevê-se potenciais impactos sobre as comunidades que vivem no território abrangido pelo Cerrado, à medida que os serviços ecossistêmicos prestados pelas espécies herbáceas são comprometidos. Entre esses impactos, destacam-se a redução da disponibilidade de água nos lençóis freáticos, a desvalorização da paisagem, uma vez que as herbáceas sempre-vivas contribuem significativamente para sua beleza, e a diminuição da renda de famílias que dependem economicamente de algumas dessas espécies para comércio, entre outros.

IMPACT INDICATORS

The results of this study provide a solid foundation for decision-making regarding the conservation of species impacted by WPE, the effects on society residing in affected areas, and the development of WPE management strategies. Overall, the study aligns with the United Nations Sustainable Development Goals (SDGs), particularly SDG 15 (Life on Land), concerning biodiversity conservation and the sustainable use of ecosystems. Thus, the research not only deepens the understanding of WPE's impacts on endemic herbaceous species but also offers scientific insights that can guide preliminary studies and contribute to the design of more effective conservation strategies, tailored to mitigate or control the impact of this phenomenon in the Cerrado, promoting its environmental sustainability. Potential impacts are expected on communities living within the Cerrado territory as ecosystem services provided by herbaceous species become compromised. Among these impacts are the reduction in groundwater availability, the devaluation of the landscape, since ever-living herbaceous species significantly contribute to its beauty, and the decline in household incomes, as some of these species are commercially valuable, among others.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. REFERENCIAL TEÓRICO	12
2.1 Adensamento de plantas lenhosas	12
2.2 Fatores que influenciam o Adensamento de plantas Lenhoso	13
2.3 Detenção do adensamento lenhoso	16
2.4 Cerrado	16
2.5 Modelagem de distribuição de espécies (SDM)	19
2.6 Avaliação do estado de conservação	20
REFERÊNCIAS	23
SEGUNDA PARTE: Artigo	27
1. INTRODUCTION	28
2. MATERIAL AND METHODS.....	30
2.1 Description of the study area	30
2.2 Data collection	30
2.2.1 Obtaining species occurrence data.....	30
2.2.2 Quantification of the proportion of EOO affected by WPE	31
2.3 Data analysis	33
3. RESULTS	34
3.1 Analysis of EOO and WPE in different genera	34
3.2 Distribution of species in areas with different levels of encroachment.....	36
3.3 Comparison Test of Means	37
4. DISCUSSION	37
4.1 Impacts of WPE on Species.....	37
4.2 Conservation strategies	40
4.3 Recommendations for future research	41
5. CONCLUSION.....	42
ANNEX	46

PRIMEIRA PARTE

1. INTRODUÇÃO

O adensamento de plantas lenhosas (WPE) é o fenômeno caracterizado pelo aumento da cobertura e densidade de plantas lenhosas em ecossistemas savânicos, como é o caso do cerrado, que naturalmente apresenta uma composição de plantas herbáceas e árvores ou arbustos distribuídos de forma esparsa (S. Archer et al., 1988; Blaser et al., 2014). Estudos mostram que WPE está transformando consideráveis áreas do cerrado em floresta densa (Stevens et al., 2017; Rosan et al., 2019), levando à morte de plantas herbáceas em decorrência do sombreamento e gerando preocupações sobre sua possível crise existencial (Londe et al., 2022). Quanto a abrangência, WPE foi relatado em vários ecossistemas savânicos ao redor do mundo, incluído o cerrado (Durigan & Ratter, 2006; Rosan et al., 2019; Oliveira, 2022).

Com diversas fitofisionomias, o Cerrado se destaca por ser o segundo bioma mais extenso do Brasil e por ser um hotspot de biodiversidade (Sawyer et al., 2017). A intensidade do WPE varia entre as fitofisionomias. Oliveira (2022) relatou que campos e savanas tiveram mais áreas afetadas por WPE do que florestas. Essas fitofisionomias são caracterizadas por abrigar várias espécies herbáceas, sendo a família Eriocaulaceae uma das mais ricas em endemismos (Neves et al., 2011).

O adensamento de plantas lenhosas é influenciado por diversos fatores, como o aumento de CO₂ na atmosfera, sazonalidade climática, herbivoria e redução da frequência de queimadas (Fensham et al., 2009; Kgosikoma & Mogotsi, 2013; Venter et al., 2018). Esses fatores não atuam de forma isolada, mas em interações complexas que moldam tendências regionais (Devine et al., 2017; Londe et al., 2022). E como consequência gera a redução da diversidade de herbáceas (Wieczorkowski & Lehmann, 2022), impacta nos processos hidrológicos (Honda & Durigan, 2016) e altera as características do solo (Blaser et al., 2014; Coetsee et al., 2023).

Dentre as estratégias de compensação adotadas para minimizar o impacto do adensamento lenhoso, destaca-se o uso do fogo como instrumento de manejo (Durigan & Ratter, 2016; Brandani et al., 2020; Coetsee et al., 2023; Cordeiro Ramalho et al., 2024). A explicação associada a essa estratégia relaciona-se ao fato de que o Cerrado coexistiu com o fogo, e sua supressão favorece o crescimento de plantas lenhosas (Felfili et al., 2005). Contudo, essa estratégia não conta com consenso entre a comunidade acadêmica e pesquisadores, uma vez que há savanas sem alterações no histórico de incêndios que também registraram adensamento de plantas lenhosas (Case & Staver, 2017). Esse cenário nos conduz à necessidade

de investigar não apenas as causas e consequências desse fenômeno, mas também o impacto do adensamento sobre as espécies herbáceas endêmicas do Cerrado, com o objetivo de propor estratégias específicas para cada caso.

Para estudar o efeito do adensamento lenhoso sobre as herbáceas endêmicas do cerrado, alguns passos devem ser considerados. Primeiro, a identificação das regiões afetadas pelo adensamento de plantas lenhosas, a qual, pode ser realizada por meio de fotografias aéreas, imagens de satélite, drones de alta precisão ou a partir de índices de vegetação. A escolha do método depende dos recursos disponíveis, da extensão da área a ser estudada e dos objetivos específicos da pesquisa. Nesta pesquisa, utilizamos mapas baseados em índices de vegetação (EVI) a partir do satélite MODIS elaborados por Oliveira (2022), para identificar áreas afetadas e não afetadas pelo adensamento de plantas lenhosas.

Após a detecção das áreas afetadas, torna-se relevante identificar os locais de ocorrência das espécies herbáceas. Nesse processo, surge a necessidade do uso de modelagem de distribuição de espécies. Essa modelagem prevê os locais com maior probabilidade de ocorrência das espécies, utilizando dados de ocorrência disponíveis em plataformas digitais como o GBIF, dados climáticos do WorldClim e, caso necessário, outras variáveis (Hijmans & Elith, 2021). Ao combinar as informações sobre as áreas de adensamento com os locais de ocorrência das espécies herbáceas, é possível mapear os efeitos do adensamento lenhoso sobre essas espécies.

Nesta pesquisa, propomo-nos a responder as seguintes questões: o adensamento de plantas lenhosas está realmente ameaçando as espécies herbáceas endêmicas do Cerrado, como aponta a literatura, ao ponto de se recomendar o uso do fogo como instrumento de manejo? Existe uma relação entre a proporção de áreas com adensamento de plantas lenhosas e a extensão de ocorrência das espécies? Para responder a essas perguntas, mapeamos as áreas com registros de adensamento e modelamos a distribuição de espécies para obter a extensão de ocorrência. Posteriormente, sobrepusemos os mapas, determinamos as áreas afetadas e não afetadas pelo adensamento, e propomos estratégias de compensação.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Adensamento de plantas lenhosas

O adensamento lenhoso, também conhecido como "woody plant encroachment" em inglês, é um fenômeno global que tem sido observado em diversas regiões do mundo (Asner et al., 2004; Ravi et al., 2009; Wigley et al., 2010), referindo-se ao aumento da densidade e cobertura de plantas lenhosas, como árvores e arbustos, em áreas anteriormente ocupadas por plantas herbáceas (Archer et al., 1988; Blaser et al., 2014). Este aumento da cobertura de plantas lenhosas representa uma ameaça existencial para plantas herbáceas (Londe et al., 2022), podendo levar a mudanças significativas na composição e estrutura da vegetação, na biodiversidade, ciclo hidrológico e no funcionamento dos ecossistemas (Archer et al., 2017; Asner et al., 2004; Wigley et al., 2010), bem como afetar os equilíbrios globais de carbono (Venter et al., 2018; Ward et al., 2014).

Segundo Sala & Maestre (2014), nos últimos 100 anos houve aumento da abundância de vegetação lenhosa em todo o mundo. Esse aumento inclui América do Norte (S. Archer et al., 1988; Barger et al., 2011), América do Sul (Asner et al., 2004; Stevens et al., 2017), África (Axelsson & Hanan, 2017; Devine et al., 2017), e Austrália (Asner et al., 2004). Este fenômeno é um desafio para os gestores de terras, que precisam balancear os efeitos positivos e negativos do adensamento lenhoso e desenvolver estratégias de manejo adequadas para lidar com ele.

Na América do Norte, Barger et al., (2011) relataram aumento da cobertura lenhosa de 0,5% a 2% por ano. Outro estudo feito nas Grandes Planícies do Sul da América do Norte, descreveu as taxas de adensamento de plantas lenhosas em 20 anos (2000-2019) em três ecorregiões ecológica e socialmente diversas, nomeadamente o Planalto de Edwards no Texas, Colinas de Flint no Kansas e Oklahoma e as Colinas Vermelhas de Oklahoma ocidental, tendo constatado aumento de adensamento de plantas lenhosas em torno de 18,6%, 46,6% e 39,2% respectivamente (Londe et al., 2022).

Relatos provenientes da América do Sul, demonstram que a cobertura de vegetação lenhosa também está aumentando mais rapidamente, provavelmente devido à supressão de incêndios e fragmentação de terras (De Souza et al., 2022; Rosan et al., 2019; Stevens et al., 2017). Com base no trabalho de Rosan et al., (2019), 19% da vegetação nativa do cerrado mostrou evidências significativas de adensamento lenhoso nos últimos 15 anos. Outro estudo

realizado em 3 ambientes do cerrado, nomeadamente Cerrado sentido restrito, campo úmido e campo arbustivo seco, em um horizonte temporal de 20 anos, demonstrou mudanças significativas na riqueza de plantas, diversidade, cobertura e composição (De Souza et al., 2022)

Na África, o WPE tem sido identificado como uma preocupação para a gestão de ecossistemas desde o início do século XX (Venter et al., 2018). O adensamento lenhoso tem, portanto, o potencial de comprometer a subsistência rural na África, uma vez que muitos dependem de recursos naturais para sobreviver (Kgosikoma & Mogotsi, 2013), como por exemplo, algumas plantas herbáceas têm sido usadas para alimentação (Maroyi, 2011), tratamento de doenças, alimentar o pasto (Kgosikoma & Mogotsi, 2013), bem como enriquecer os campos para agricultura.

Estudos realizados na África subsaariana relataram que a cobertura de vegetação lenhosa aumentou 8% nas últimas três décadas (Venter et al., 2018). Outro estudo similar feito na savana seca perto de Kimberley, na África do Sul, demonstrou que houve grandes aumentos na expansão de plantas lenhosas na maioria das áreas. Tal fato também aconteceu no campo de batalha de Magersfontein, onde a herbívora tem sido praticamente inexistente desde a sua proteção em 1960, tendo-se descoberto que ocorreu a expansão de árvores e arbustos (Ward et al., 2014).

2.2 Fatores que influenciam o Adensamento de plantas Lenhoso

Os fatores que influenciam o adensamento de plantas lenhosas incluem: aumento significativo de CO₂ na atmosfera (Venter et al., 2018), sazonalidade climática, aumento significativo de herbívoros (Kgosikoma & Mogotsi, 2013), reduções dos índices de queimadas (Fensham et al., 2009; Venter et al., 2018). Porém, é importante perceber que fatores antropogênicos ou ecológicos não atuam isoladamente em sua influência no adensamento de plantas lenhosas (Devine et al., 2017; Londe et al., 2022) e podem formar relações complexas que moldam tendências regionais no adensamento de plantas lenhosas (S. Archer et al., 1988; Devine et al., 2017)

Fatores ambientais como aumento da CO₂, favorecem o crescimento das árvores e a tendência na existência de floresta de dossel fechado (Devine et al., 2017; Londe et al., 2022). O aumento da biomassa lenhosa em locais com maiores concentrações de CO₂ provavelmente está associado a eficiência fotossintética das plantas C₃ (muitas plantas lenhosas) comparativamente as C₄ (muitas herbáceas), isto é, à medida que as concentrações atmosféricas

de CO₂ aumentam, as plantas lenhosas C3 têm uma vantagem competitiva crescente sobre as herbáceas C4 (S. R. Archer et al., 2017; Asner et al., 2004), como resultado dessa diferença entre C3 e C4 seria um aumento no crescimento das plantas C3 e redução de plantas C4 (Ward et al., 2014).

Os fatores climáticos como a temperatura e a precipitação também podem afetar o adensamento lenhosa (Kgosikoma & Mogotsi, 2013; Venter et al., 2018). O aumento da temperatura favorece o aumento da transpiração das plantas, contrariando eficazmente os efeitos do aumento da precipitação (Devine et al., 2017). Pesquisas feitas na África, constataram que a baixa precipitação resultou determinadamente em formação de savana, alta precipitação em floresta, e em precipitações intermediárias, florestas e savanas coexistiram (Staver et al., 2011). Também se observou que a cobertura de vegetação lenhosa, o tamanho das copas e a densidade de plantas lenhosas estava mais fortemente influenciado pela quantidade e sazonalidade da chuva do que pela textura do solo, declividade e frequência de incêndios (Axelsson & Hanan, 2017). Assim sendo, a precipitação é o determinante mais importante da cobertura florestal em toda a África (Devine et al., 2017; Axelsson & Hanan, 2018). Resultados similares foram citados em estudo de caso Australiano, os quais revelaram um aumento líquido na cobertura arbórea ao longo de cinco décadas de chuvas acima da média, e posteriormente por uma morte súbita de árvores durante a seca (Fensham et al., 2009).

Em solos mais pobres em nutrientes, as plantas lenhosas podem ter uma vantagem competitiva sobre as plantas herbáceas (Kgosikoma & Mogotsi, 2013 ; Devine et al., 2017). Isso pode-se relacionar com o fato de as gramíneas serem geralmente favorecidas por solos superficiais de textura fina, solos rasos que retêm água e nutrientes perto da superfície, diferentemente das plantas lenhosas por mostrarem bom desempenho em solos profundos e grosseiros que facilitam a percolação e a lixiviação de nutriente (S. R. Archer et al., 2017). O aumento de plantas lenhosas pode influenciar a distribuição e densidade das próprias plantas lenhosas, uma vez que reduz a qualidade do solo, incluindo nutrientes, textura e umidade (Asner et al., 2004)

O fogo também é um fator digno de destaque. O baixo índice de queimadas tem sido associado como um dos fatores que privilegiam o crescimento de plantas lenhosas em detrimento das herbáceas e arbustos (Fensham et al., 2009; Staver et al., 2011 ; Kgosikoma & Mogotsi, 2013; Londe et al., 2022). Esse fenômeno pode ser explicado pelo fato de a ausência de queimadas permitir que as plantas lenhosas cresçam e se desenvolvam com superioridade na

competição por luz, água e sais minerais em comparação com as herbáceas (Felfili et al., 2005; Venter et al., 2018). Estudos realizados em três continentes, África, América do Sul e Austrália, demonstraram que o fogo favoreceu o crescimento de herbáceas em savanas, enquanto florestas ocorreram com mais frequência onde os incêndios estavam ausentes (Staver et al., 2011). Além disso, foi relatado que a supressão de incêndios em savanas levou à transição para florestas, resultando em uma perda estimada de 27% das espécies arbustivas e herbáceas em 30 anos (Abreu et al., 2017)

As interações biológicas, como herbívora, afetam a composição da vegetação (Staver et al., 2011; Wigley et al., 2010) e favorecem o adensamento de plantas lenhoso (Devine et al., 2017; Kgosikoma & Mogotsi, 2013). A herbívoros é frequentemente considerado uma causa importante de expansão em savanas secas, porque as herbáceas são removidas pelos herbívoros, reduzindo os combustíveis finos e deixando áreas descobertas para as árvores colonizarem em anos mais úmidos (Ward et al., 2014 ; S. R. Archer et al., 2017). No entanto Felfili et al., (2005) explicaram que no Cerrado, o impacto da ação dos herbívoros de grande porte é reduzido devido à escassez de populações de animais de grande porte, apesar de haver uma intensa herbívora causada por insetos.

A herbívora pode ter efeitos variados nas comunidades de plantas lenhosas (árvores e arbustos) em savanas (S. R. Archer et al., 2017). Por um lado, os herbívoros podem remover os combustíveis finos, reduzindo a frequência e a intensidade do fogo e promovendo o recrutamento de plantas lenhosas (Kgosikoma & Mogotsi, 2013). Por outro lado, pode limitar ou retardar a expansão de arbustos em alguns sistemas (S. R. Archer et al., 2017) dependendo das características do local em estudo, da intensidade, duração e época da herbivoria, e do contexto histórico de uso da terra. A herbívora atua na redução das espécies herbáceas e favorece o crescimento e multiplicação de espécies lenhosas porque elas terão maior acesso à umidade do solo disponível (Ward et al., 2014 ; Londe et al., 2022). O herbívora também contribui indiretamente para o adensamento de plantas lenhosas através da dispersão de sementes. Kgosikoma & Mogotsi (2013) demonstraram que mudanças no uso da terra, como a exclusão do fogo e o herbívora intenso são os principais impulsionadores do adensamento de plantas lenhosas em savanas.

2.3 Detecção do adensamento lenhoso

O lançamento do sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) em 1999 (Risso et al., 2009) possibilitou a utilização de novos índices de vegetação para monitorar as variações sazonais, interanuais e de longo prazo dos parâmetros estruturais, fenológicos e biofísicos da vegetação (Huete et al., 2002). Esses índices incluem o Índice de Vegetação Aprimorado (EVI) e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), os quais são calculados com base em transformações espectrais de duas ou mais bandas, projetadas para realçar as propriedades da vegetação e permitir comparações espaciais e temporais confiáveis da atividade fotossintética terrestre e das variações na estrutura do dossel (Huete et al., 2002)

Quanto à aplicabilidade de cada índice, foi demonstrado que o EVI apresenta substancial melhora na sensibilidade às alterações do dossel em relação ao NDVI, o que torna esse índice preferencial para o estudo do adensamento de plantas lenhosas, como evidenciado por Huete et al., (2002) ao estudar o desempenho radiométrico e biofísico dos índices de vegetação MODIS em formações florestais na América do Norte e do Sul. Nos estudos sobre WPE, o uso dos índices de vegetação possibilita o mapeamento de grandes áreas (Risso et al., 2009) e a relação entre a mudança na vegetação e os fatores ambientais.

2.4 Cerrado

No território brasileiro, deu-se o nome de Cerrado para o sistema savânico. Esse ecossistema é o segundo maior bioma do Brasil abrangendo uma área total de 2.039.200 km² (cerca de 24% do território brasileiro) e corta diagonalmente o País no sentido nordeste-sudoeste (Sawyer et al., 2017). No entanto, foi estimado que cerca de 50% da cobertura natural do cerrado já foi perdida (Sawyer et al., 2017) isso justifica a classificação desse bioma como um "hotspot", em referência a seu alto endemismo e ameaça de extensão de espécies (Felfili et al., 2005)

O Cerrado caracteriza-se como um mosaico de formações vegetais que variam desde campos abertos até formações florestais densas, com uma elevada diversidade de espécies vegetais e animais podendo representar 33% da diversidade biológica do Brasil (Aguiar & Camargo, 2004). A composição de espécies da vegetação de Cerrado muda do campo aberto, passando pelo campo cerrado, o cerrado mais denso (sentido restrito) até o cerradão, mas essa mudança é gradual e, especialmente na camada de árvores, é bastante leve (Eiten, 1972).

Os fatores primordiais que influenciam os padrões e dinâmicas das comunidades de savanas são: a variação sazonal do clima, a quantidade de água disponível, as propriedades do solo, como sua profundidade, textura e a disponibilidade de nutrientes, a ocorrência de incêndios e a ação dos herbívoros (Felfili et al., 2005). Macena et al., (2008) acrescentaram ainda que os fatores climáticos que definem a ocorrência do Cerrado incluem a alta disponibilidade energética durante todo o ano e a sazonalidade da distribuição da precipitação, caracterizado por a estação úmida no verão e a estação seca no inverno.

O cerrado subdivide-se em *sensu stricto* (cerrado no sentido restrito) e *lato stricto* (cerrado no sentido amplo). O cerrado *sensu stricto* é a formação savânica mais comum, ocupando cerca de 70% da área total (Eiten, 1972), caracterizado por possuir uma grande diversidade florística, fazendo com que seja considerado a mais rica dentre as savanas do mundo (Felfili et al., 2005; Sawyer et al., 2017), é conceituada como uma vegetação xeromorfa (Eiten, 1972), sendo composta por plantas adaptadas a condições áridas ou secas, que ocorrem sob distintos tipos de clima. Esses ecossistemas são caracterizados pela coexistência predominante de plantas herbáceas com as árvores de uma forma esparsa, que pode variar de 3 a 5 metros de altura, perfazendo uma cobertura arbórea entre 10 e 60% (Eiten, 1972). As árvores são de porte médio ou baixo, geralmente espaçadas e possuem copas amplas, com ramos próximos ao solo. O estrato herbáceo é quase contínuo, formando um tapete vegetal entre as árvores e arbustos. Nos ecossistemas savânicos do Cerrado, que se distinguem por uma camada herbácea contínua, intercalada com uma camada arbórea de densidade variável, também é observado um gradiente de luminosidade ao longo dos estágios de crescimento das plantas (Felfili et al., 2005).

O cerrado é um bioma de grande importância ecológica e rica biodiversidade. Estudo realizado no Sudeste do estado de Goiás, com foco na compreensão da composição florística, riqueza e diversidade de um cerrado *sensu stricto*, revelaram a presença de diversos gêneros e centenas de espécies endêmicas (Eiten, 1972). Além disso, o perfil do ecossistema destaca a preocupante situação de 1.593 espécies terrestres e de água doce ameaçadas globalmente segundo a IUCN, conforme apontado por Sawyer et al., (2017). Estudos também identificaram uma elevada riqueza no cerrado, possivelmente associada à estrutura da vegetação, a qual apresenta altos valores de diversidade alfa e beta, sugerindo uma elevada heterogeneidade e baixa dominância ecológica (Carvalho et al., 2008). O cerrado, como um dos biomas mais ricos e diversificados do mundo, abriga uma impressionante variedade de vida. Com base em estudos científicos, já foram catalogadas cerca de 12.070 espécies de plantas, tornando-o um verdadeiro

tesouro botânico. Além disso, a fauna do cerrado também é exuberante, com 251 espécies de mamíferos, 856 espécies de aves, 800 espécies de peixes, 262 espécies de répteis e 204 espécies de anfíbios (Sawyer et al., 2017)

As plantas herbáceas são caracterizadas por seu porte geralmente pequeno, embora possam alcançar até dois metros de altura. Diferentemente da ideia comum de que possuem ciclo de vida curto, muitas espécies herbáceas do Cerrado são perenes, permanecendo ativas por vários anos. Essa diversidade de formas e estratégias de vida reflete a adaptação dessas plantas às condições ecológicas únicas do bioma. Essas plantas podem ser encontradas em ambientes terrestres ou aquáticos, sendo frequentemente rasteiras e apresentando caules flexíveis, o que as capacita a evitar ou reduzir a erosão do solo. As estatísticas revelam que o cerrado é extremamente rico em espécies herbáceas, conforme demonstrado por Durigan *et al.* (2018).

Várias pesquisas têm destacado a necessidade de preservar esse ecossistema único devido aos amplos serviços ecossistêmicos. Foi explicado que as plantas herbáceas desempenham um papel fundamental na manutenção da abundância de recursos hídricos (Durigan et al., 2018). Normalmente, essas plantas são pioneiras durante o processo de sucessão ecológica, além de fornecerem medicamentos, serem utilizadas na decoração e aromatização. No entanto, diante de inúmeros desafios, incluindo a falta de valorização desse grupo de plantas (Durigan et al., 2018), que resulta em poucos estudos, é fundamental focar na conservação dessas espécies. Entre os desafios estão a supressão do fogo, o adensamento de plantas lenhosas, as invasões biológicas (Durigan et al., 2018) e as práticas agropecuárias (Medeiros, 2011), que são limitantes para a manutenção das plantas herbáceas em seus ecossistemas naturais.

Estudos indicam claramente a necessidade de conservar as espécies do cerrado, especialmente considerando os fatores mencionados anteriormente e os dados que mostram a redução das herbáceas, em particular as da família Eriocaulaceae, que são de grande importância (Neves et al., 2011). O estudo e a conservação dessas espécies têm atraído a atenção de pesquisadores contemporâneos, como pode ser visto na obra de Durigan *et al.*, (2018), que denomina esse grupo de plantas como "pequenas plantas do cerrado", chamando a atenção para a necessidade de conservar essas plantas.

2.5 Modelagem de distribuição de espécies (SDM)

A modelagem de distribuição de espécies (SDM), pode ser entendida como a previsão da distribuição da biodiversidade, utilizando-se a relação entre os dados de levantamento biológico e os preditores ambientais obtidos remotamente (Austin, 2002; Ferrier & Guisan, 2006 ; Elith & Leathwick, 2009; Hijmans & Elith, 2021). A modelagem de distribuição de espécies (SDM) pode ser aplicada em espécies de diversos grupos biológicos, incluindo ambientes terrestres, de água doce e marinhos em escalas espaciais e temporais amplamente variadas. No entanto, a modelagem de espécies móveis pode apresentar mais desafios em comparação com espécies sésseis, devido ao uso de recursos dispersos e intermitentes na paisagem, o que requer a aplicação de técnicas estatísticas especiais (Elith & Leathwick, 2009)

Para realizar a modelagem de distribuição de espécies (SDM), é necessário seguir algumas etapas fundamentais nomeadamente coletar informação sobre os locais onde a espécie em estudo ocorre, fazer levantamento das variáveis ambientais, ajustar e aplicar o modelo de distribuição e por fim avaliar o modelo aplicado (Dalapicolla, 2016; Hijmans & Elith, 2021).

O primeiro procedimento fundamental é efetuar levantamentos de dados biológicos, a partir de trabalho de campo ou de uma base de dados. Essas informações incluem dados tais como: registo de ocorrência ou ausência da espécie em diferentes locais, riqueza de (Dalapicolla, 2016; Hijmans & Elith, 2021), espécies em uma determinada área, abundância relativa da espécie em diferentes pontos, entre outros (Dalapicolla, 2016). No entanto, o uso de um ou outro dado dependerá do objetivo proposto na pesquisa. A qualidade e a disponibilidade desses dados biológicos são cruciais para o desenvolvimento de um modelo preciso e confiável (Barbosa, 2023). Para investigar como o problema da qualidade de dados afetam os resultados dos modelos de distribuição de espécies, Barbosa (2023) destacou que erros no levantamento da localização das espécies, identificação das espécies e vieses geográficos, foram mais comuns, o que requer maior atenção na coleta desses dados, com vista a reduzir erros de previsão de distribuição de espécies.

Posteriormente deve-se obter os dados das variáveis ambientais (como informações climáticas) relacionadas a esses locais, a partir de um base de dados espaciais. Foram propostos três tipos de preditores ambientais e geográficos: diretos, de recursos e indiretos (Austin, 1980). As variáveis indiretas não afetam diretamente o crescimento das plantas, mas sua correlação com a distribuição das espécies se deve a associações com outras variáveis, como temperatura

ou precipitação; neste grupo encontramos altitude, latitude ou longitude. Os gradientes diretos têm um impacto fisiológico direto no crescimento das plantas, mas não são consumidos por elas, como temperatura e pH. Já os gradientes de recursos estão relacionados a variáveis que são consumidas pelas plantas, como luz, água e nutrientes. Para obtermos sucesso na modelagem da distribuição de espécies, é importante utilizar variáveis ambientais ecologicamente relevantes e abordar os padrões geográficos residuais, ou seja, compreender quais variáveis ambientais e geográficas estão ecologicamente relacionadas com a espécie em estudo (Elith & Leathwick, 2009)

Em seguida deve-se ajustar o modelo a partir de valores ambientais, os quais podem ser utilizados para construir um modelo capaz de estimar a similaridade dessas localidades de ocorrência de espécies em relação a outras áreas, ou até mesmo para prever uma medida específica, como a abundância da espécie (Hijmans & Elith, 2021). O procedimento subsequente é a aplicação do Modelo ajustado. Nesta etapa, aplica-se o modelo para prever a distribuição da espécie ou fenômeno de interesse em toda a região de interesse, inclusive considerando cenários climáticos passados ou futuros (Hijmans & Elith, 2021). O tipo de modelo utilizado dependerá dos dados biológicos disponíveis, e cada tipo de dado pode requerer diferentes abordagens de modelagem.

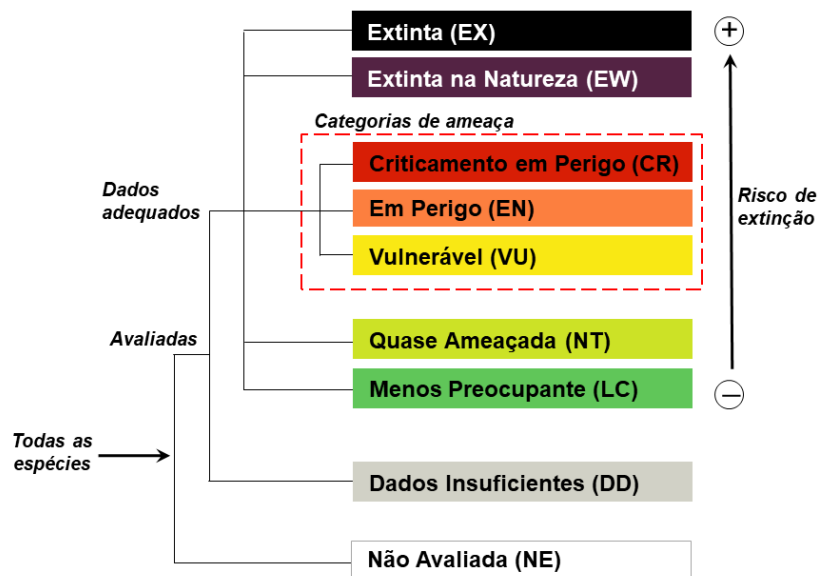
A última etapa, não menos importante, consiste na avaliação dos resultados. Nesta fase, vários métodos podem ser empregados para aferir a confiabilidade dos dados modelados. Entre as formas mais comuns de validar os resultados da modelagem, destacam-se: o uso de limites de corte, a análise da matriz de confusão e a avaliação das Áreas Sob a Curva (AUC) (Dalapiccola, 2016). No entanto, é fundamental ressaltar que a escolha do método de validação deve ser orientada pela natureza dos dados utilizados e pelos objetivos estabelecidos para a modelagem.

2.6 Avaliação do estado de conservação

A organização mundialmente reconhecida dedicada à avaliação do estado de conservação das espécies é a União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN). Criada em 1948, ela se tornou a maior e mais diversificada rede ambiental do mundo (IUCN, 2020) para atender à necessidade de avaliar o estado de conservação das espécies em nível global. No entanto, somente em 1994, as Categorias e Critérios da Lista Vermelha da IUCN foram publicadas pela primeira vez (Comitê de Padrões

e Petições da IUCN, 2022). Desde a primeira publicação desses critérios, várias atualizações foram realizadas para incluir novas abordagens, olhando para as principais preocupações dos pesquisadores e sobre a confiabilidade das informações por ela divulgadas. O sistema de classificação da IUCN classifica os táxons com base em 9 categorias, conforme descrito na Figura 1.

Figura 1. Estrutura das Categorias da Lista Vermelha da IUCN



Fonte: Comitê de Padrões e Petições da IUCN (2022)

Para determinar o estado de conservação das espécies, o Comitê de Padrões e Petições da IUCN (2022), aconselha que sejam são inferidas, estimadas ou projetadas as informações referentes a extensão de ocorrência (EOO), área de ocupação (AOO) e/ou a qualidade do habitat dos táxons, ou potências ameaças como por exemplo exploração. Para avaliar o estado de conservação, cinco critérios são propostos pela IUCN (Tabela 1). Durante a classificação dos táxons, em qualquer uma das categorias de ameaça citadas abaixo, apenas um dos critérios, A, B, C, D ou E precisa ser atendido. No entanto, para interpretação dos dados, apenas os critérios para a categoria mais alta de ameaça para a qual o táxon se qualifica devem ser listados (Comitê de Padrões e Petições da IUCN, 2022).

Tabela 1. Cinco critérios da IUCN para classificação de táxons.

Critérios	Descrição
A	Redução do tamanho da população (passado, presente e/ou projetado).
B	Tamanho da distribuição geográfica e fragmentação, poucas localizações condicionadas à ameaça, declínio ou flutuações.
C	Tamanho populacional pequeno e com declínio e fragmentação, flutuações ou poucas subpopulações.
D	Tamanho de população muito pequeno ou distribuição muito restrita.
E	Análise quantitativa de risco de extinção (exemplo: Análise de Viabilidade da População).

Fonte: IUCN (2022)

REFERÊNCIAS

- ABREU, R. C. R. *et al.* **The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna.** *Science Advances*, v. 3, p. 1–7. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>.
- AGUIAR, L. M. de S.; CAMARGO, A. J. A. de. **Cerrado: ecologia e caracterização.** 2004.
- ARCHER, S. R. *et al.* **Woody Plant Encroachment: Causes and Consequences.** In: *Rangeland Systems*, p. 25–84. 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_2
- ARCHER, S. *et al.* **Autogenic Succession in a Subtropical Savanna: Conversion of Grassland to Thorn Woodland.** *Ecological Monographs*, v. 58, n. 2. 1988.
- ASNER, G. P. *et al.* **Grazing systems, ecosystem responses, and global change.** *Annual Review of Environment and Resources*, v. 29, p. 261–299. 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.062403.102142>
- AUSTIN, M. P. **Searching for a model for use in vegetation analysis.** *Vegetatio*, v. 42, n. 1–3, p. 11–21. 1980. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00048865>
- AUSTIN, M. P. **Spatial prediction of species distribution: An interface between ecological theory and statistical modelling.** *Ecological Modelling*, v. 157, n. 2–3, p. 101–118. 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00205-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3)
- AXELSSON, C. R.; HANAN, N. P. **Patterns in woody vegetation structure across African savannas.** *Biogeosciences*, v. 14, n. 13, p. 3239–3252. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/bg-14-3239-2017>
- AXELSSON, C. R.; HANAN, N. P. **Rates of woody encroachment in African savannas reflect water constraints and fire disturbance.** *Journal of Biogeography*, v. 45, n. 6, p. 1209–1218. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jbi.13221>
- BARBOSA, W. L. **Avaliação do impacto da qualidade de dados em modelos de distribuição de espécies.** São Paulo: Escola Politécnica da USP. 2023.
- BARGER, N. N. *et al.* **Woody plant proliferation in North American drylands: A synthesis of impacts on ecosystem carbon balance.** *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 116, n. 3. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2010JG001506>
- BLASER, W. J. *et al.* **Woody encroachment reduces nutrient limitation and promotes soil carbon sequestration.** *Ecology and Evolution*, v. 4, n. 8, p. 1423–1438. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ece3.1024>
- BRANDANI, J. Z. *et al.* **Efeito do fogo em plantas nativas do Cerrado: estresse ambiental versus resiliência.** In: *Plant Abiotic Stress Tolerance*. Pantanal Editora, p. 121–140. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.46420/9786588319024cap8>.

CARVALHO, F. A. *et al.* **Composição florística, riqueza e diversidade de um cerrado sensu stricto no sudeste do estado de Goiás.** *Biosci. J.*, v. 4, p. 64–72. 2008.

CASE, M. F.; STAVIER, A. C. **Fire prevents woody encroachment only at higher-than-historical frequencies in a South African savanna.** *Journal of Applied Ecology*, v. 54, n. 3, p. 955–962. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12805>.

COETSEE, C. *et al.* **Soil organic carbon is buffered by grass inputs regardless of woody cover or fire frequency in an African savanna.** *Journal of Ecology*, v. 111, n. 11, p. 2483–2495. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14199>.

COMITÊ DE PADRÕES E PETIÇÕES DA UICN. **Diretrizes para o uso das categorias e critérios da Lista Vermelha da UICN.** Versão 15.1. 2022. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines>.

CORDEIRO RAMALHO, A. H. *et al.* **Compreendendo a ação do fogo nos ecossistemas brasileiros.** *Biodiversidade Brasileira*, v. 14, n. 1, p. 8–25. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i1.2180>.

DALAPICOLLA, J. **Tutorial de modelos de distribuição de espécies: guia teórico.** 2016.

DE SOUZA, G. F.; FERREIRA, M. C.; MUNHOZ, C. B. R. **Decrease in species richness and diversity, and shrub encroachment in Cerrado grasslands: A 20 years study.** *Applied Vegetation Science*, v. 25, n. 3. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/avsc.12668>.

DEVINE, A. P. *et al.* **Determinants of woody encroachment and cover in African savannas.** *Oecologia*, v. 183, n. 4, p. 939–951. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3807-6>.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. **Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962–2000.** *Edinburgh Journal of Botany*, v. 63, n. 1, p. 119–130. 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0960428606000357>.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. **The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation.** *Journal of Applied Ecology*, v. 53, n. 1, p. 11–15. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>.

DURIGAN, G. *et al.* **Plantas pequenas do cerrado: biodiversidade negligenciada.** São Paulo: Instituto Florestal. 2018.

EITEN, G. **The cerrado vegetation of Brazil.** 1972.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. **Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time.** *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 40, p. 677–697. 2009. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>

FELFILI, J.; SOUSA-SILVA, J.; SCARIOT, A. **Ecologia, biodiversidade e conservação.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2005.

FENSHAM, R. J.; FAIRFAX, R. J.; WARD, D. P. **Drought-induced tree death in savanna.** *Global Change Biology*, v. 15, n. 2, p. 380–387. 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01718.x>

FERRIER, S.; GUISAN, A. **Spatial modelling of biodiversity at the community level.** *Journal of Applied Ecology*, v. 43, n. 3, p. 393–404. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01149.x>

HIJMANS, R. J.; ELITH, J. **Spatial Distribution Models.** 2021.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G. **Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah.** *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 371, n. 1703. 2016. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0313>

HUETE, A. *et al.* **Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices.** *Remote Sensing of Environment*, v. 83, p. 195–213. 2002. IUCN. **Relatório anual 2019.** 2020.

KGOSIKOMA, O. E.; MOGOTSI, K. **Understanding the causes of bush encroachment in Africa: The key to effective management of savanna grasslands.** *Tropical Grasslands–Forrajes Tropicales*, v. 1, n. 2, p. 215–219. 2013. [https://doi.org/10.17138/tgft\(1\)215-219](https://doi.org/10.17138/tgft(1)215-219)

LONDE, D. W. *et al.* **Woody plant encroachment pervasive across three socially and ecologically diverse ecoregions.** *Ecology and Society*, v. 27, n. 3. 2022. <https://doi.org/10.5751/ES-13348-270311>

MACENA, F. *et al.* **Clima do Bioma Cerrado.** 2008. <https://www.researchgate.net/publication/301567134>

MAROYI, A. **An ethnobotanical survey of medicinal plants used by the people in Nhema communal area, Zimbabwe.** *Journal of Ethnopharmacology*, v. 136, n. 2, p. 347–354. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jep.2011.05.003>

MEDEIROS, J. de D. **Guia de campo: vegetação do Cerrado – 500 espécies.** 2011.

NEVES, A. C. D. O. N.; BEDÊ, L. C.; MARTINS, R. P. **Revisão sobre os efeitos do fogo em Eriocaulaceae como subsídio para a sua conservação.** 2011.

OLIVEIRA, M. C. F. **Woody Plant Encroachment Drivers in the Brazilian Cerrado.** Universidade Federal de Lavras. 2022.

RAVI, S.; *et al.* **Post-fire resource redistribution in desert grasslands: A potential negative feedback on land degradation.** *Ecosystems*, v. 12, n. 3, p. 434–444. 2009. <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9233-9>

RISSO, J. *et al.* **The potential of EVI and NDVI vegetation indices from MODIS products in the spectral separability of soybean areas.** 2009

ROSAN, T. M *et al.* **Widespread 21st-century woody encroachment in South America's savannas.** *Geophysical Research Letters*, v. 46, n. 12, p. 6594–6603. 2019. <https://doi.org/10.1029/2019GL082327>

SALA, O. E.; MAESTRE, F. T. **Grass-woodland transitions: Determinants and consequences for ecosystem functioning and service provisioning.** *Journal of Ecology*, v. 102, n. 6, p. 1357–1362. 2014. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12326>

SAWYER, D. *et al.* **Perfil do Ecosystema Hotspot de Biodiversidade do Cerrado.** 2017. STAVER, A. C.; ARCHIBALD, S.; LEVIN, S. A. **The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states.** *Science*, v. 334, n. 6053, p. 230–232. 2011. <https://doi.org/10.1126/science.1210465>

STEVENS, N. *et al.* **Savanna woody encroachment is widespread across three continents.** *Global Change Biology*, v. 23, n. 1, p. 235–244, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13409>

VENTER, Z. S.; CRAMER, M. D.; HAWKINS, H. J. **Drivers of woody plant encroachment across Africa.** *Nature Communications*, v. 9, n. 1. 2018. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04616-8>

WARD, D.; HOFFMAN, M. T.; COLLOCOTT, S. J. **A century of woody plant encroachment in the dry Kimberley savanna of South Africa.** *African Journal of Range and Forage Science*, v. 31, n. 2, p. 107–121. 2014. <https://doi.org/10.2989/10220119.2014.914974>

WIECZORKOWSKI, J. D.; LEHMANN, C. E. R. **Encroachment reduces herbaceous plant diversity in grassy ecosystems worldwide.** *Global Change Biology*, v. 28, n. 18, p. 5532–5546. 2022. <https://doi.org/10.1111/gcb.16300>

WIGLEY, B. J.; BOND, W. J.; HOFFMAN, M. T. **Thicket expansion in a South African savanna under divergent land use: Local vs. global drivers?** *Global Change Biology*, v. 16, n. 3, p. 964–976. 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02030.x>

SEGUNDA PARTE: Artigo

Este artigo foi redigido conforme a norma NBR 6022(2018)

Distribution of Cerrado Endemic Eriocaulaceae in areas affected by Woody Plant
Encroachment

DISTRIBUTION OF CERRADO ENDEMIC ERIOCAULACEAE IN AREAS AFFECTED BY WOODY PLANT ENCROACHMENT

The effect of Woody Plant Encroachment (WPE) on herbaceous plants still requires further research. Specific studies in the Cerrado indicate that WPE promotes shading and the exclusion of the herbaceous layer. As a compensatory strategy, they suggest the use of fire to maintain open savannas and consequently preserve herbaceous species. However, there is no consensus on the use of fire as a management tool for these ecosystems, especially due to the variation in the proportion of WPE in the Cerrado. In this study, we investigated the impact of WPE on endemic species of the Eriocaulaceae family. For this purpose, we used a map of areas affected by WPE in the Cerrado biome. Subsequently, data on endemic herbaceous species of Brazil were downloaded from GBIF. After data cleaning, 113 species were identified with the minimum acceptable number of points for modeling (10 points), considering a minimum distance of 10 km between occurrences. Species distribution modeling (SDM) was conducted to identify the extent of occurrence (EOO) of each species. The EOO maps of the species were overlaid with WPE maps to identify which areas are being affected. All species had their EOOs affected by WPE. The paired t-test revealed a statistically significant difference between the EOO of herbaceous species and the total area under WPE (p-value of 3.46e-07). Based on this, there is strong evidence that WPE negatively affects the EOO of endemic herbaceous species of the Eriocaulaceae family. We conclude that the increase in WPE significantly reduces the available habitat for the studied species, highlighting the need for management strategies to preserve these species.

Keywords: woody plant encroachment (WPE); Cerrado; Eriocaulaceae; species distribution modeling (SDM).

1. INTRODUCTION

The Cerrado is the second most extensive ecosystem in Brazil, characterized by its vast biodiversity of fauna, flora, and several endemic species (Sawyer, 2017). Woody Plant Encroachment (WPE) is transforming considerable areas of the Cerrado into dense forest (Rosan et al., 2019; Oliveira, 2022). As the transition from an open woodland Cerrado to a forested Cerrado occurs, the floristic composition also changes (Durigan & Ratter, 2016; Oliveira, 2022). To understand the causes and consequences of this phenomenon in the Cerrado,

several studies have been conducted (Asner et al., 2004; Rosan et al., 2019). Therefore, it is necessary to study not only the causes and consequences of woody plant encroachment but also to investigate the effect of WPE on the endemic herbaceous species of the Cerrado, with the perspective of understanding the impact of WPE on the extent of occurrence (EOO) of these species. With the proposal of these studies, we will have the possibility to know the conservation status of these species and their unique ecosystem, as well as to propose conservation strategies.

Woody Plant Encroachment (WPE) has occurred in various savanna ecosystems around the world, as evidenced by research in North America (Archer et al., 1988; Barger et al., 2011), South America (Asner et al., 2004; Stevens et al., 2017; Oliveira, 2022), and Africa (Case & Staver, 2017; Stevens et al., 2017; Venter et al., 2018), among other places. This phenomenon has attracted the attention of numerous researchers, not only for mapping these areas but also to study the effect of WPE on herbaceous plants (Wieczorkowski & Lehmann, 2022), fauna (Furtado, 2022), soils, and hydrological processes (Honda & Durigan, 2016). However, further research is needed to associate the mapping of WPE with various endemic herbaceous species, covering extensive areas.

To encompass the study of multiple species simultaneously, in a short time, and in large areas, Species Distribution Models (SDM) stand out as highly effective options. The use of SDM tools has shown promising results in estimating the extent of occurrence of species based on field observations and remotely obtained environmental data (Elith & Leathwick, 2009; Hijmans & Elith, 2021). In this specific context, given the risk of extinction of endemic herbaceous species due to WPE (Londe et al., 2022), SDM presents itself as a valuable tool for the sustainable management of biodiversity (Qazi et al., 2022), allowing the prediction of the extent of occurrence of these species.

The objective of this study was to investigate the effect of WPE on the endemic herbaceous species of the Cerrado, focusing on the Eriocaulaceae family. For this, a set of occurrence data of these species was obtained from the GBIF platform. This data was carefully treated for species distribution modeling (SDM) using the Maxent method, in order to generate the extent of occurrence (EOO) area. Subsequently, the EOO maps were overlaid with the maps of areas affected by WPE, allowing the analysis of the distribution of species in encroached regions and identifying which are most impacted and to what proportions.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1 Description of the study area

The present study was conducted in the Cerrado, a vast geographical region extending between latitudes 3° and 22° South and longitudes 39° and 65° West, predominantly in the Central Plateau of Brazil (Macena et al., 2008). This ecosystem is the second largest biome in Brazil, covering a total area of 2,039,200 km² (about 24% of the Brazilian territory) and diagonally cuts across the country from northeast to southwest (Sawyer, 2017). However, it is estimated that about 50% of the natural coverage of the Cerrado has already been lost (Sawyer, 2017), justifying the classification of this biome as a "hotspot", referring to its high endemism and threat of species extinction.

The Cerrado is characterized as a mosaic of vegetation formations ranging from open fields to dense forest formations, with a high diversity of plant and animal species possibly representing 33% of Brazil's biological diversity (Aguiar and Camargo, 2004). The composition of Cerrado vegetation species changes from open field, passing through cerrado field, denser cerrado (*sensu stricto*) to *cerradão*, but this change is gradual and, especially in the tree layer, is quite light (Eiten, 1972). This biome is classified according to Köppen's climatic typology, with the climatic subtypes Aw, predominant in most of the region, and wa, found mainly in the south and east of Minas Gerais and parts of Mato Grosso do Sul (Macena et al., 2008). The Cerrado has two distinct climatic seasons: a rainy season, from September/October to March/April, with most of the rains occurring between November and January (45% to 55% of the annual total), and a dry season, from April to September, marked by a significant water deficit of 5 to 6 months (Alvares et al., 2013).

2.2 Data collection

2.2.1 Obtaining species occurrence data

The occurrence data of species were downloaded from the GBIF platform (GBIF.org, 2024). For the GBIF search, all herbaceous angiosperms present in Brazil from the Eriocaulaceae family, records with valid geographic coordinates and no geospatial problems and with records up to the subspecies or variety level were initially included. To select species found in the phytogeographic domain of the central Brazilian savanna, specifically in the

cerrado vegetation type (*lato sensu*), exclusive to Brazil and native, other platforms such as Flora e Funga, SpeciesLink and digital tools and projects developed by the Royal Botanic Gardens, Kew, were also used for data cross-referencing. From GBIF, 29,736 records were downloaded from 198 published datasets, in which 924 unique species were identified. After cross-referencing GBIF data with Flora e Funga, Specieslink and Kew platforms, this number was reduced to 274 endemic species of Brazil that occur exclusively in the cerrado. For SDM, considering a minimum of 10 spatially unique records to calibrate SDM (van Proosdij et al., 2016), in addition to the spatialization of presence points every 10 km, the final list included 113 species.

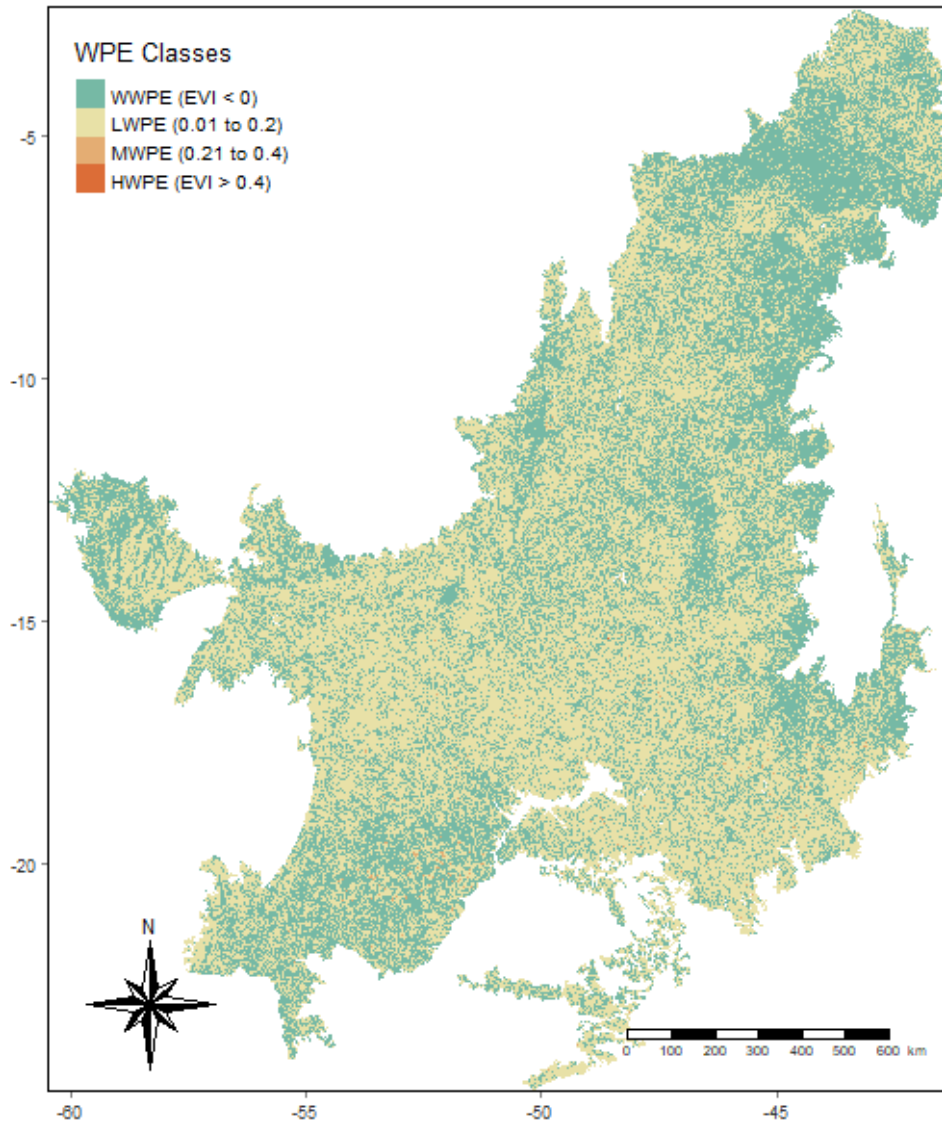
Species distribution modeling (SDM) was applied for all 113 species using the Maxent method. The process followed these steps: data acquisition, data cleaning (removal of duplicate coordinates, records without coordinates, imprecise records), modeling itself and model evaluation using the AUC method (Hijmans & Elith, 2021). SDM generated maps of the Area of extent of occurrence (EOO). We considered EOO of the species, area from 0.5 of suitability, and below this value absence.

2.2.2 Quantification of the proportion of EOO affected by WPE

To identify the species occurring in areas with woody plant encroachment (WPE) records, we used a map developed by Oliveira (2022) at the Ecology and Conservation of Flora Laboratory at the Federal University of Lavras, based on the EVI trend from 2002 to 2020. The index was calculated from MODIS images (product MYD13Q1 v006) with a 250 m resolution, obtained using NASA's AppEEARS tool, considering only the dry season (July to August) to reduce the influence of herbaceous vegetation.

To quantify the proportion of area affected by WPE by species, we first reclassified the WPE map using QGIZ (QGIZ, 2016) considering densely wooded area (with $EVI > 0$) and non-wooded area ($EVI < 0$). We noted that the densely wooded areas had different stratification, and based on this, different levels of woody plant encroachment were defined, and new reclassification was carried out to facilitate reader understanding. The levels were defined based on the rate of change of the Enhanced Vegetation Index (EVI), as shown in Figure 1. The levels include: absence, low, medium, and high encroachment.

Figure 1. Woody Plant Encroachment based on the EVI (Enhanced Vegetation Index) changes. Classes: WWPE = Without WPE; LWPE = Low WPE; MWPE = Medium WPE; HWPE = High WPE.



Source: Author (2025)

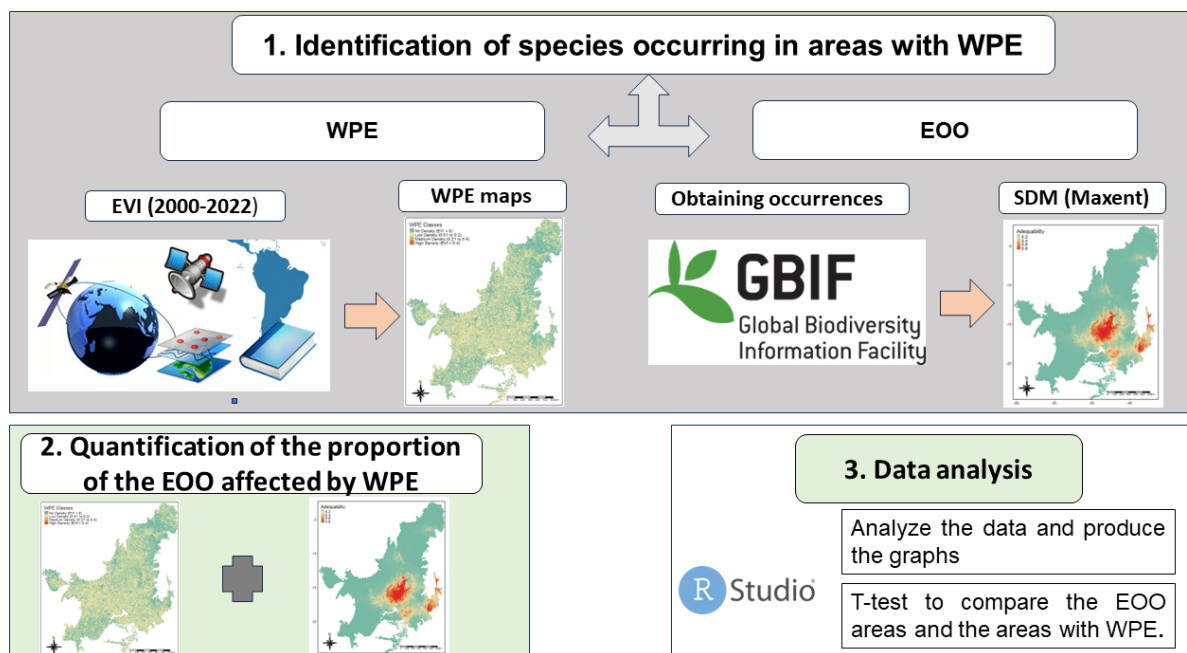
The WPE and EOO maps of each species were overlaid to distinguish the proportion of area affected by WPE for each species. This area was calculated in the Rstudio program (R, 2023). The calculation of the intersection area between the species presence rasters and the areas with woody plant encroachment (WPE) was performed using the raster package. Initially, the working directory was defined using the *setwd()* function. Then, the species presence and encroachment rasters were loaded using the *raster()* function. To ensure that the resolution of the encroachment raster matched the species presence raster, the *resample()* function was used. The *freq()* function was applied to calculate the pixel frequency of each encroachment class

within the intersection area, i.e., it counted the pixels of each class within the raster overlap. To identify the encroachment classes, the *values()* function was used to extract the pixel values from the encroachment raster. Finally, the *lapply()* function was used to apply the *calculate_area_intersection* function to each encroachment class, allowing for the calculation of the area occupied by species in each encroachment class within the intersection.

2.3 Data analysis

To analyze the data and generate the graphs, we used the R programming language (R, 2023) and several packages, including *raster*, *ggplot2*, *sdm*, *rnaturalearth*, *ngeo*, *rgbif*, *tidyverse*, *ggspatial*, *spThin*, *spam*, *grid*, *fields*, *viridisLite*, *knitr*, *sf*, *dplyr*, *tmap*, *dismo*, *usdm*, *parallel*, *readxl*, *factoextra*, *gridExtra*, *ggfortify*, *RColorBrewer*, *tidyr*, and *stringr*. The t-test was applied to compare the EOO areas and the areas with WPE, with the aim of testing the differences between the pairs. To better understand the distribution of species across different classes of woody plant encroachment (WPE), a Principal Component Analysis (PCA) was performed. This multivariate approach allowed us to explore patterns and relationships among species in relation to the different levels of encroachment.

Figure 2. Summary of Research Methodology



Source: Author (2025)

3. RESULTS

3.1 Analysis of EOO and WPE in different genera

Our results show that all Eriocaulaceae endemic herbaceous species of the Cerrado studied in this research had their extent of occurrence (EOO) areas affected by woody plant encroachment (WPE). Fourteen species of the genus *Actinocephalus* were modeled, presenting total WPE proportions of approximately 71%, with minimum and maximum fluctuations ranging from 68% to 83%. The genus *Comanthera* showed about 69% of its area under WPE influence, with proportions varying from 58% to 84%. The genus *Eriocaulon* recorded the lowest percentage of area under WPE, with an average of 62% and variations between 61% and 79%. For the genus *Leiostrix*, approximately 73% of its area is under WPE influence, with proportions ranging from 64% to 82%. The genus *Paepalanthus* had 65% of its area under WPE, with variations between 60% and 88%. Finally, the genus *Syngonanthus* had about 72% of its area under WPE influence, with proportions ranging from 67% to 81%, as shown in Table 1.

Table 1. Minimum and maximum extent of occurrence (EOO) in square kilometers (km²), with the respective minimum and maximum proportions of woody plant encroachment (WPE).

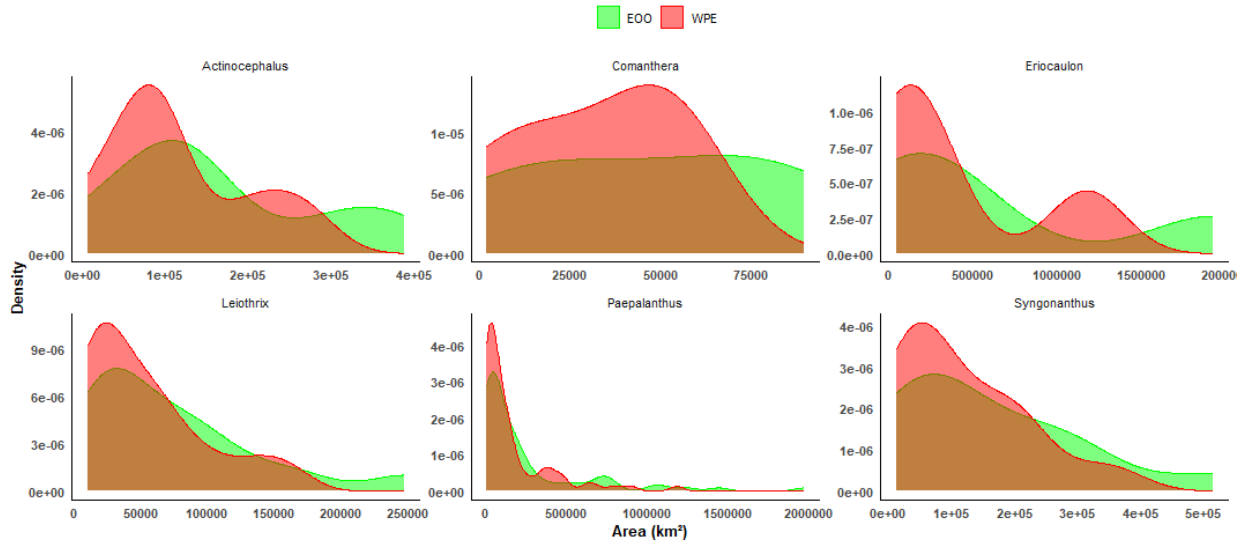
Genus	EOO			WPE		
	Min	Max	Total	Max	Min	Total
<i>Actinocephalus</i>	7360	388423	2269757	0,83	0,68	0,71
<i>Comanthera</i>	2569	89491	188009	0,84	0,58	0,69
<i>Eriocaulon</i>	54358	1925732	2550166	0,79	0,61	0,62
<i>Leiostrix</i>	12881	247837	1109674	0,82	0,64	0,73
<i>Paepalanthus</i>	9160	1969702	1,7E+07	0,88	0,6	0,65
<i>Syngonanthus</i>	14589	514147	1920213	0,81	0,67	0,72

Source: Author (2025)

Overall, the genera *Actinocephalus* and *Paepalanthus* presented the largest total areas under WPE. The genus *Eriocaulon* stood out with the highest mean and standard deviation in terms of affected areas, indicating significant variability among the species. On the other hand, *Comanthera* had the smallest total area, both with and without WPE, which can be explained by the fact that this study addressed only four species of this genus, which have a more restricted

distribution. In all the analyzed genera, the areas under WPE were consistently larger than the areas without WPE, a conclusion also demonstrated in Figure 3.

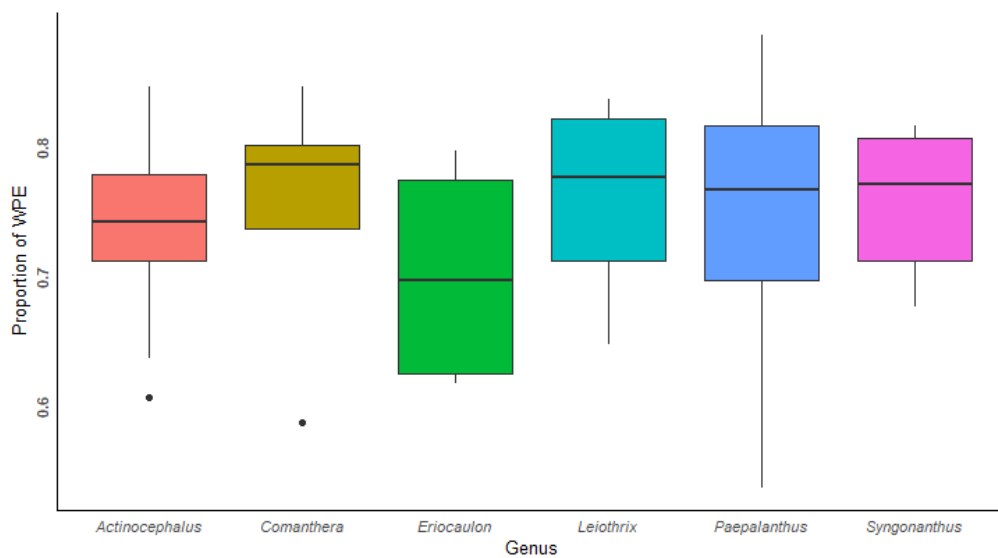
Figure 3. Total Encroached Area (WPE) and extent of occurrence (EOO)



Source: Author (2025)

We observed variability in the analyzed genera, indicating that specific factors may intensify or reduce the impact of WPE on the species. The presence of outliers suggests that some species are much less impacted than others within the same genus.

Figure 4. Proportion of area Affected by WPE (km²) by Genus

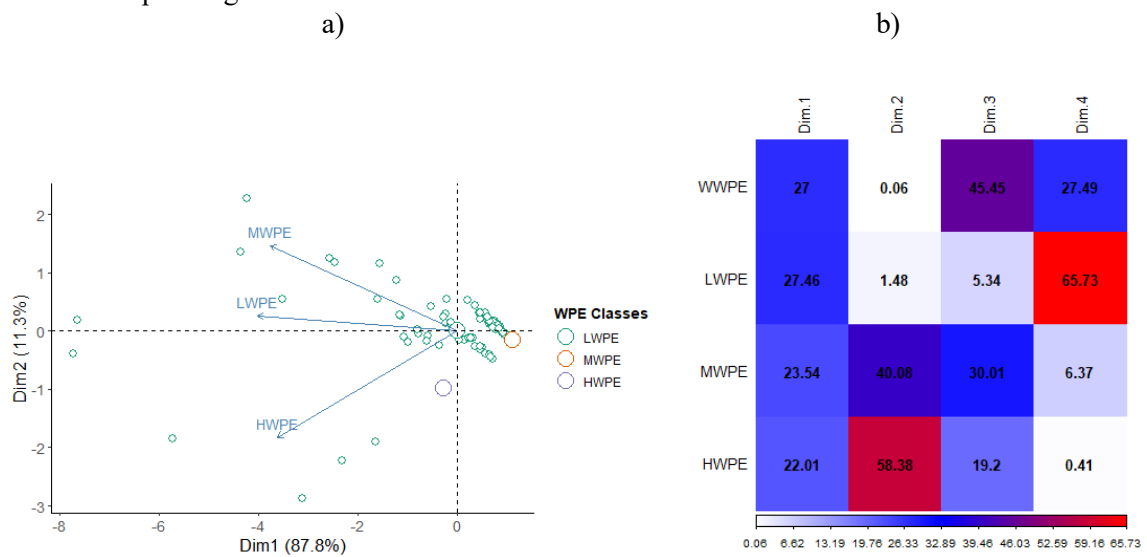


Source: Author (2025)

3.2 Distribution of species in areas with different levels of encroachment

In general terms, the species were mostly distributed in low woody plant encroachment (LWPE - EVI between 0.01 to 0.2), as illustrated in figure 5. Among the 113 species studied, all showed a portion of their EOO occupied by areas with WPE. All species are present in the low and medium encroachment categories (LWPE and MWPE), while 46 of them occupy all levels of encroachment, that is, low, medium, and high (LWPE, MWPE, and HWPE).

Figure 5. a) Distribution of species at different levels of encroachment. b) Contribution of variables in explaining the results.



Source: Author (2025)

The Extent of Occurrence (EOO) of the species varied widely, from 2,569 km² to 1,969,702 km². The mean of 219,960 km² is high, likely due to the presence of some species that occupy very large areas. The areas without woody plant encroachment (WWPE) also show significant variation, with proportions ranging from 0.12 to 0.47. The mean of 0.26 is influenced by some species with large areas free from encroachment.

The areas with woody plant encroachment (WPE) ranged from 0.53 to 0.88, with a mean of 0.74. This reflects that some species occupy areas with quite extensive encroachment, which raises the overall mean. The low woody plant encroachment areas (LWPE), which make up the majority of these encroached areas, range from 0.53 to 0.88, with a mean of 0.74, suggesting that most encroached areas exhibit low encroachment.

The areas with medium woody plant encroachment (MWPE) are relatively small, ranging from 0.0007 to 0.0014, with a mean of 0.0036. This indicates that few species have

considerable areas of medium encroachment. The areas with high woody plant encroachment (HWPE) are even smaller, ranging from 0.000009 to 0.00, meaning that many species do not have areas with high encroachment. The mean of 0.000003 reflects that, when present, these areas are generally very small.

Table 2. Statistical Summary of Data.

Statistic	EOO	WWPE	WPE	LWPE	MWPE	HWPE
Min	2569	0,12	0,53	0,53	7,3E-04	9,3E-06
Mean	219960	0,26	0,74	0,74	3,56E-03	3,36E-06
Max	1969702	0,47	0,88	0,88	1,4E-03	0,0E+00

Source: Author (2025)

3.3 Comparison Test of Means

The results of the paired t-test, comparing the areas affected by WPE and EOO, revealed a t-value of 5.6864 with 112 degrees of freedom and a p-value of 1.048e-07, indicating a statistically significant difference between the two areas, as the p-value is well below the 5% significance level. This conclusion reinforces the need for practical interventions to maintain and restore the impacted areas.

4. DISCUSSION

4.1 Impacts of WPE on Species

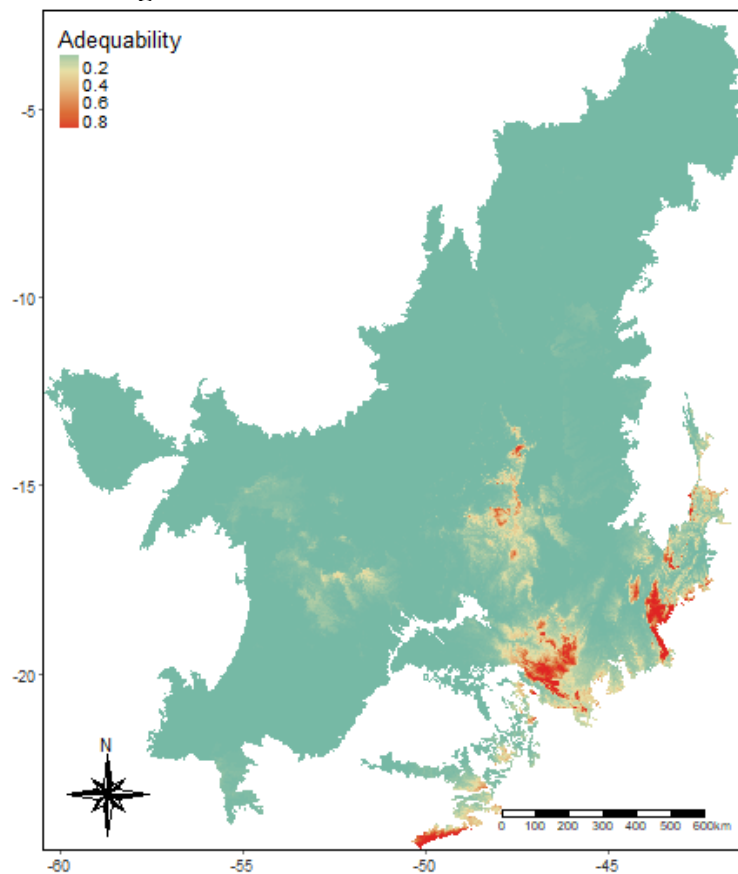
As observed, several herbaceous species are being affected by WPE. Our modeling demonstrated that all analyzed species have more than 50% of their Extent of Occurrence (EOO) impacted by this phenomenon, which is due to the widespread nature of WPE in the Cerrado (Oliveira, 2022). Studies have confirmed that WPE directly affects species distribution, compromising their area of occupancy and threatening the existence of herbaceous plants, in addition to contributing to significant alterations in ecosystems (Archer et al., 2017; Londe et al., 2022). This raises concerns about the conservation status of these species among various stakeholders, such as researchers, conservationists, and policymakers.

Among the analyzed species, based on the proportion of the area affected by WPE in relation to EOO, we highlight those 64 species had a proportion of affected area between 1 and 0.75, while 49 species were categorized within the proportion range of 0.74 to 0.50, indicating a lower level of impact. A significant portion of endemic species is highly vulnerable to the

advance of WPE, especially those with a proportion of affected area closer to 1 and restricted EOO, such as *Comanthera circinnata*.

Comanthera circinnata (Bong.) L.R. Parra & Giul. is a perennial terrestrial herb of the Eriocaulaceae family, native and endemic to Brazil, occurring exclusively in the Cerrado biome (Echternacht & Parra, 2024). Based on our modeling, *Comanthera circinnata* occupies an EOO of 2,569 km². According to Martinelli et al. (2014), this species has an Area of Occupancy (AOO) of 20 km², concentrated mainly in the central and eastern regions of the Cerrado, encompassing areas such as Serra do Cipó and its surroundings in the municipalities of the state of Minas Gerais, as presented in Figure 6. Considering that the total area of the Cerrado exceeds 2 million km², we note that its distribution is restricted.

Figure 6. SDM of *Comanthera circinnata*



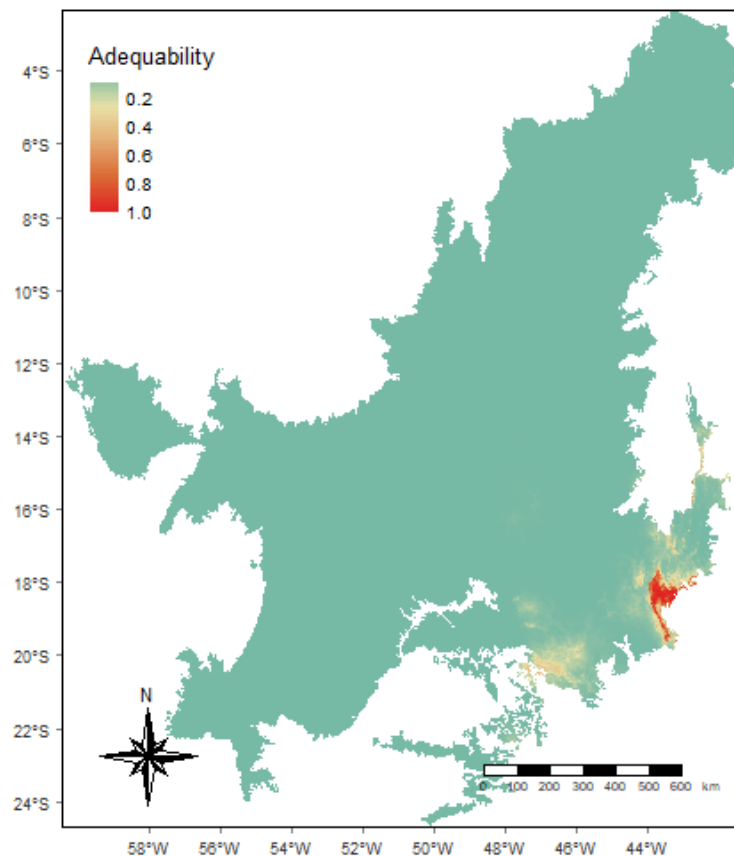
Source: Author (2025)

With an Extent of Occurrence of 2569 km², we observed that 411 km² remained free of WPE and 2158 km² under the influence of the phenomenon, with 2156 km² classified as low and 2 km² as medium WPE. These data indicate that a significant portion of the species' habitat is being affected. Although low encroachment represents a less severe alteration, it can still influence local ecology and evolve to medium and high WPE levels. This species was classified

in the Endangered category, as vulnerable by criterion D2 - VU D2 (Martinelli et al., 2014). This fact shows that the species faces a high risk of extinction due to its extremely restricted distribution and vulnerability to potential threats. It is suspected that the species is subject to at least four threat situations, namely habitat quality loss, threats such as fire, invasion of exotic species, and tourism (Martinelli et al., 2014).

Another species with significant potential threat is *Paepalanthus comans* Silveira, which ranks first among those most impacted by WPE, with 88% of its area under the influence of this phenomenon. It is an herb that can reach between 14 and 55 cm in height, with a short aerial stem restricted to the rosette and up to 1 cm in diameter (Andrino et al., 2015). It is distributed in the Southeast, particularly in the state of Minas Gerais, in campos rupestres, which are part of the phytogeographic domain of the Cerrado, as shown in Figure 7.

Figure 7. SDM of *Paepalanthus comans*



Source: Author (2025)

With an EOO of 9,160 km², *Paepalanthus comans* is one of the herbaceous endemic species with a relatively restricted distribution. Although it has not yet been assessed for threat

risk (Reflora, 2024), WPE is identified as a potential threat to the conservation status of this species.

4.2 Conservation strategies

In view of the continuous expansion of WPE, the proposal to use fire as a conservation strategy has been suggested. Previous studies indicate that the controlled use of fire can be effective in ecosystem restoration and in the control of woody vegetation (Myers, 2006; Ravi et al., 2009; Durigan & Ratter, 2016; Brandani et al., 2020; Coetsee et al., 2023; Ramalho et al., 2024), as well as in the restoration of degraded ecosystems and the reduction of non-native species invasion (Pellegrini et al., 2017). Our results highlight the need for conservation strategies in the face of WPE expansion; however, the outcomes associated with conservation strategies for species in areas affected by WPE on a large scale are still unknown (Fogarty et al., 2020).

The use of fire as a strategy to recover or maintain areas impacted by WPE, although it may seem a valid option in some cases, lacks robust scientific evidence. Several gaps need to be addressed, one of which is the effectiveness of fire use in the short and long term to solve the WPE problem. It is also known that WPE is driven by several factors, including fire; however, its application may not be effective in solving the problem as a whole. A study conducted in the South African savanna showed that tree density increased even in areas where the frequency of recent fires was similar to historical fire regimes (Case & Staver, 2017). Thus, solving the WPE issue requires a comprehensive approach that considers all its driving factors in an integrated manner, as well as other ecosystem components.

Fire management can have both beneficial and harmful effects, and this duality demands caution before its application. A study conducted by Charton & Damschen (2024) evaluated the initial effects of different management interventions on the persistence of woody vegetation, abiotic habitat conditions, and the composition of the herbaceous community. The results showed that chemical intervention, with or without the addition of physical intervention, was more effective in reducing the cover and abundance of woody plants. However, these effects were observed in the short term, while long-term changes in the composition of the herbaceous community were considered more likely (Charton & Damschen, 2024), along with the possibility of renewed woody plant advancement.

The inadequate use of fire as a conservation strategy may pose an even greater risk, acting as a disturbance agent in the Cerrado, especially when used more frequently (Pellegrini et al., 2017). Studies conducted by Hiers et al. (2021) analyzed the responses of grass shoots to fire in semi-arid savanna systems, concluding that fire energy directly affects shoot activity and mortality due to soil heating. Thus, they recommended that land managers understand how fire energy impacts grass shoot banks before its application.

Therefore, we advocate that actions be taken for the conservation of species most affected by WPE. These actions must first address the main gaps raised in this discussion. Only based on these conclusions will it be possible to decide whether or not to apply fire as a conservation strategy, or even result in other proposed conservation strategies for these areas.

4.3 Recommendations for future research

For the proper conservation of herbaceous species in areas under the influence of WPE, we propose that three aspects be fundamentally considered, which should be observed in a complementary manner. First, priority should be given to joint action. The integration of different actors, such as researchers, students, land managers, government, private sector, and civil society, is indispensable to collaboratively, effectively, and sustainably control/minimize the WPE problem.

The second aspect is the continuous mapping of areas and vulnerable species. Conservation units and landowners (pastures) should create detailed maps of their areas, characterizing those with and without WPE, as well as the herbaceous species present. This mapping will enable an understanding of vegetation dynamics over time and, based on this, the identification of the real impacts of WPE, allowing for the development of conservation strategies in a timely and more precise manner. To detect the presence of WPE in each area, advanced technologies, such as low-cost drones (Costa et al., 2023), or other technologies deemed necessary, can be used.

The third aspect is that research on species and WPE must be continuous. Research should be supported by field experiments. Field studies should evaluate the conservation status of affected species and test specific strategies related to WPE. Continuous research can ensure that the strategies implemented are effective and sustainable, both in the short and long term.

5. CONCLUSION

In this study, we analyzed the impact of woody plant encroachment (WPE) on the endemic herbaceous species of the Eriocaulaceae family in the Cerrado, using species distribution modeling tools. We concluded that WPE is, indeed, threatening these species, which highlights the need for strategies aimed at the protection and/or restoration of these areas. However, the use of fire as a management tool, although widely suggested in the literature for ecosystem restoration and reducing the invasion of non-native species, still lacks solid scientific support and requires caution in its application to address this specific problem in the long term.

Regarding the proportion of WPE's impact in the Cerrado, we found that, on average, more than 50% of the species' range is under its influence, with values ranging from 53% to 88%. This raises concerns about the conservation status of the species, especially those with restricted ranges.

As a widespread phenomenon in the Cerrado, WPE has broadly affected species distribution, impacting both those with wide and restricted ranges, with notable emphasis on *Paepalanthus comans* and *Comanthera circinnata*, species with restricted ranges and, based on our data, the most affected.

REFERENCES

- AGUIAR, L. M. de S.; CAMARGO, A. J. A. de. **Cerrado: ecologia e caracterização**. 2004.
- ALVARES, C. A.; *et al.* **Köppen's climate classification map for Brazil**. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 711–728. 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANDRINO, C. O.; COSTA, F. N.; SANO, P. T. **The genus *Paepalanthus* Mart. (Eriocaulaceae) at Biribiri State Park, Diamantina, Minas Gerais, Brazil**. *Rodriguesia*, 66(2), 393–419. 2015. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566209>
- ARCHER, S. R.; *et al.* **Woody Plant Encroachment: Causes and Consequences**. p. 25–84. 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_2
- ARCHER, S.; *et al.* **Autogenic Succession in a Subtropical Savanna: Conversion of Grassland to Thorn Woodland**. *Ecological Monographs*, 58(2).
- ASNER, G. P.; *et al.* **Grazing systems, ecosystem responses, and global change**. *Annual Review of Environment and Resources*, 29, 261–299. 2004. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.062403.102142>
- BARGER, N. N.; *et al.* **Woody plant proliferation in North American drylands: A synthesis of impacts on ecosystem carbon balance**. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(3). 2011. <https://doi.org/10.1029/2010JG001506>
- BRANDANI, J. Z.; *et al.* **Efeito do fogo em plantas nativas do Cerrado: estresse ambiental versus resiliência**. In: *Plant Abiotic Stress Tolerance*, p. 121–140. Pantanal Editora. 2020. <https://doi.org/10.46420/9786588319024cap8>
- CASE, M. F.; STAVER, A. C. **Fire prevents woody encroachment only at higher-than-historical frequencies in a South African savanna**. *Journal of Applied Ecology*, 54(3), 955–962. 2017. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12805>
- CHARTON, K. T.; DAMSCHEN, E. I. **Grassland woody plant management rapidly changes woody vegetation persistence and abiotic habitat conditions but not herbaceous community composition**. *Journal of Applied Ecology*. 2024. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14716>
- COETSEE, C.; *et al.* **Soil organic carbon is buffered by grass inputs regardless of woody cover or fire frequency in an African savanna**. *Journal of Ecology*, 111(11), 2483–2495. 2023. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14199>
- CORDEIRO, R. A. H.; *et al.* **Compreendendo a ação do fogo nos ecossistemas brasileiros**. *Biodiversidade Brasileira*, 14(1), 8–25. 2024. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i1.2180>

COSTA, L. S.; *et al.* **Woody Plant Encroachment in a Seasonal Tropical Savanna: Lessons about Classifiers and Accuracy from UAV Images.** *Remote Sensing*, 15(9). 2023. <https://doi.org/10.3390/rs15092342>

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. **The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation.** *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 11–15. 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>

ECHTERNACHT, L.; PARRA, L. R. **Comanthera in Flora e Funga do Brasil.** In: *Jardim Botânico do Rio de Janeiro*, 2024.

EITEN, G. **The cerrado vegetation of Brazil.** 1972.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. **Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time.** *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677–697. 2009. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>

FOGARTY, D. T.; *et al.* **Woody plant encroachment and the sustainability of priority conservation areas.** *Sustainability (Switzerland)*, 12(20), 1–15. 2020. <https://doi.org/10.3390/su12208321>

FURTADO, L. D. O. **Effects of woody encroachment and prescribed fire on a small mammal community from a Cerrado fragment.** Universidade de São Paulo, 2022.

GBIF.ORG. **GBIF Occurrence Download.** 7 March 2024.

HIERS, Q. A.; *et al.* **Grass bud responses to fire in a semiarid savanna system.** *Ecology and Evolution*, 11(11), 6620–6633. 2021. <https://doi.org/10.1002/ece3.7516>

HIJMANS, R. J.; ELITH, J. **Spatial Distribution Models.** 2021.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G. **Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah.** *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1703), 2016. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0313>

LONDE, D. W.; *et al.* **Woody plant encroachment pervasive across three socially and ecologically diverse ecoregions.** *Ecology and Society*, 27(3), 2022. <https://doi.org/10.5751/ES-13348-270311>

MACENA, F.; *et al.* **Clima do Bioma Cerrado.** 2008. <https://www.researchgate.net/publication/301567134>

MARTINELLI, G.; MESSINA, T.; FILHO, L. S. **Livro vermelho da flora do Brasil – Plantas raras do Cerrado.** (D. Straker & C. Hieatt, Trans.; 1 ed). CNCFlora, 2014.

MYERS, R. L. **Convivendo com o Fogo.** 2006. <http://tncfuego.org>

OLIVEIRA, M. C. F. **Woody Plant Encroachment Drivers In The Brazilian Cerrado.** Universidade Federal de Lavras, 2022.

- PELLEGRINI, A. F. A.; *et al.* **Woody plant biomass and carbon exchange depend on elephant-fire interactions across a productivity gradient in African savanna.** *Journal of Ecology*, 105(1), 111–121, 2017. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12668>
- QAZI, A. W.; SAQIB, Z.; ZAMAN-UL-HAQ, M. **Trends in species distribution modelling in context of rare and endemic plants: a systematic review.** *Ecological Processes*, 11(1), 2022. <https://doi.org/10.1186/s13717-022-00384-y>
- QGIS. **QGIS Geographic Information System.** Open Source Geospatial Foundation Project, 3.16.16, 2016. <http://qgis.osgeo.org>
- R CORE TEAM. **A Language and Environment for Statistical Computing.** Version 4.2.3, 2023. <https://www.R-project.org/>
- RAVI, S.; *et al.* **Post-fire resource redistribution in desert grasslands: A possible negative feedback on land degradation.** *Ecosystems*, 12(3), 434–444, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9233-9>
- REFLORA. **Paepalanthus in Flora e Funga do Brasil.** 2024.
- ROSAN, T. M.; *et al.* **Extensive 21st-Century Woody Encroachment in South America's Savanna.** *Geophysical Research Letters*, 46(12), 6594–6603, 2019. <https://doi.org/10.1029/2019GL082327>
- SAWYER, D.; *et al.* **Perfil do Ecossistema Hotspot de Biodiversidade do Cerrado.** 2017.
- SOUZA, C. L. F.; *et al.* **O Cerrado como o “berço das águas”: potencialidades para a educação geográfica.** *Revista Cerrados*, 17(01), 86–113, 2020.
- STEVENS, N.; *et al.* **Savanna woody encroachment is widespread across three continents.** *Global Change Biology*, 23(1), 235–244, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13409>
- VAN PROOSDIJ, A. S. J.; *et al.* **Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models.** *Ecography*, 39(6), 542–552, 2016. <https://doi.org/10.1111/ecog.01509>
- VENTER, Z. S.; CRAMER, M. D.; HAWKINS, H. J. **Drivers of woody plant encroachment over Africa.** *Nature Communications*, 9(1), 2018. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04616-8>
- WANG, P.; HUANG, K.; HU, S. **Distinct fine-root responses to precipitation changes in herbaceous and woody plants: a meta-analysis.** *New Phytologist*, 225(4), 1491–1499, 2020. <https://doi.org/10.1111/nph.16266>
- WIECZORKOWSKI, J. D.; LEHMANN, C. E. R. **Encroachment diminishes herbaceous plant diversity in grassy ecosystems worldwide.** *Global Change Biology*, 28(18), 5532–5546, 2022. <https://doi.org/10.1111/gcb.16300>
- ZHANG, T. *et al.* **Shifts in tree functional composition amplify the response of forest biomass to climate.** *Nature*, 556(7699), 99–102, 2018. <https://doi.org/10.1038/nature26152>

ANNEX

Proportions of areas with recorded WPE by species

GBIF taxon ID	Sp	EOO	WPE	LWPE	MWPE	HWPE
5287147	<i>Paepalanthus comans</i>	9160	0,88	0,88	1,4E-03	0,0E+00
5286657	<i>Paepalanthus argenteus</i>	10615	0,87	0,87	1,4E-03	0,0E+00
10296821	<i>Paepalanthus cassiae</i>	12717	0,85	0,85	3,5E-03	0,0E+00
6312051	<i>Comanthera circinnata</i>	2569	0,84	0,84	7,8E-04	0,0E+00
5287405	<i>Actinocephalus brachypus</i>	13226	0,84	0,83	1,7E-03	0,0E+00
5287343	<i>Actinocephalus cipoensis</i>	7360	0,83	0,83	1,2E-03	0,0E+00
5286550	<i>Leiothrix curvifolia</i>	14103	0,83	0,83	1,7E-03	0,0E+00
5287223	<i>Paepalanthus blepharophorus</i>	50417	0,83	0,82	2,9E-03	0,0E+00
5286951	<i>Paepalanthus bryoides</i>	14819	0,83	0,82	3,5E-03	0,0E+00
5286485	<i>Paepalanthus scirpeus</i>	40983	0,83	0,82	3,5E-03	0,0E+00
179088916	<i>Paepalanthus vaginatus</i>	10794	0,83	0,82	2,4E-03	0,0E+00
5287322	<i>Paepalanthus canastrensis</i>	31716	0,83	0,82	2,0E-03	0,0E+00
5286672	<i>Paepalanthus pedunculatus</i>	26599	0,82	0,82	6,1E-03	0,0E+00
5286691	<i>Paepalanthus vellozioides</i>	10100	0,82	0,82	1,1E-03	0,0E+00
5286614	<i>Leiothrix sclerophylla</i>	45814	0,82	0,82	3,2E-03	0,0E+00
5287321	<i>Paepalanthus sphaerocephalus</i>	36358	0,82	0,82	4,3E-03	0,0E+00
5286870	<i>Paepalanthus eriophaeus</i>	27510	0,82	0,82	4,0E-03	0,0E+00
5286870	<i>Leiothrix mucronata</i>	12881	0,82	0,82	1,6E-03	0,0E+00
5287341	<i>Paepalanthus polycladus</i>	40139	0,82	0,82	2,6E-03	0,0E+00
5287160	<i>Paepalanthus macrocephalus</i>	23265	0,82	0,81	5,9E-03	0,0E+00
5286620	<i>Leiothrix longipes</i>	13085	0,82	0,82	1,4E-03	0,0E+00
5286799	<i>Paepalanthus distichophyllus</i>	23164	0,82	0,81	4,8E-03	0,0E+00
5286872	<i>Paepalanthus acanthophyllus</i>	37967	0,81	0,81	1,5E-03	2,6E-05
5287210	<i>Paepalanthus bombacinus</i>	22606	0,81	0,81	2,5E-03	0,0E+00
2690129	<i>Syngonanthus arenarius</i>	37969	0,81	0,81	5,8E-03	0,0E+00
5286595	<i>Leiothrix sinuosa</i>	24829	0,81	0,81	2,5E-03	0,0E+00
5286832	<i>Paepalanthus parviflorus</i>	25157	0,81	0,81	2,5E-03	0,0E+00
5287285	<i>Paepalanthus canescens</i>	23625	0,81	0,81	2,8E-03	0,0E+00
2689741	<i>Syngonanthus fuscescens</i>	14589	0,81	0,81	2,7E-03	0,0E+00
5287103	<i>Paepalanthus capillatus</i>	23625	0,81	0,81	2,7E-03	0,0E+00
5286669	<i>Paepalanthus chrysolepis</i>	15628	0,81	0,81	1,8E-03	0,0E+00
5286674	<i>Paepalanthus aretioides</i>	27717	0,81	0,80	2,3E-03	0,0E+00
2690130	<i>Syngonanthus arenarius</i> var. <i>heterophyllus</i>	43391	0,80	0,80	3,4E-03	0,0E+00
5286615	<i>Leiothrix vivipara</i>	73550	0,80	0,80	4,3E-03	0,0E+00
2689959	<i>Syngonanthus hygrotichus</i>	48791	0,80	0,79	4,7E-03	0,0E+00
5286905	<i>Paepalanthus stuetzelii</i>	39587	0,79	0,79	3,8E-03	2,5E-05
9744360	<i>Eriocaulon weddellianum</i>	54358	0,79	0,79	5,8E-03	1,8E-05
5286733	<i>Paepalanthus superbus</i>	34438	0,79	0,79	3,5E-03	0,0E+00
8225140	<i>Actinocephalus glareosus</i>	114837	0,79	0,79	3,8E-03	0,0E+00
5286486	<i>Paepalanthus albidus</i>	41180	0,79	0,78	5,1E-03	0,0E+00
2689888	<i>Syngonanthus cabralensis</i>	41800	0,78	0,78	2,4E-03	2,4E-05

GBIF taxon ID	Sp	EOO	WPE	LWPE	MWPE	HWPE
5286598	<i>Leiothrix luxurians</i>	168602	0,78	0,78	4,2E-03	5,9E-06
5287138	<i>Paepalanthus latifolius</i>	56908	0,78	0,78	3,8E-03	0,0E+00
2689629	<i>Comanthera aciphylla</i>	29768	0,78	0,77	9,2E-03	0,0E+00
5287393	<i>Actinocephalus stereophyllus</i>	82105	0,78	0,78	5,3E-03	0,0E+00
5286777	<i>Paepalanthus scandens</i>	71333	0,78	0,78	4,5E-03	1,4E-05
6312048	<i>Comanthera dealbata</i>	66181	0,78	0,77	5,8E-03	0,0E+00
5286487	<i>Paepalanthus rupestris</i>	89842	0,78	0,77	4,3E-03	0,0E+00
5287022	<i>Paepalanthus bromelioides</i>	101773	0,78	0,77	2,3E-03	9,8E-06
5286502	<i>Leiothrix spiralis</i>	129036	0,77	0,77	4,4E-03	0,0E+00
8111945	<i>Paepalanthus koernickei</i>	142024	0,77	0,76	2,6E-03	2,1E-05
2689723	<i>Syngonanthus niger</i>	105554	0,77	0,76	4,7E-03	9,5E-06
5286525	<i>Leiothrix arrecta</i>	103561	0,77	0,76	3,2E-03	0,0E+00
2690603	<i>Eriocaulon elichrysoides</i>	102904	0,76	0,76	4,0E-03	0,0E+00
5286710	<i>Paepalanthus paulinus</i>	135830	0,76	0,76	4,0E-03	0,0E+00
5286915	<i>Paepalanthus xanthopus</i>	82414	0,76	0,76	5,9E-03	0,0E+00
2690104	<i>Syngonanthus goyazensis</i>	251146	0,76	0,76	1,5E-03	4,0E-06
7449954	<i>Paepalanthus macer</i>	134623	0,76	0,76	3,6E-03	7,4E-06
5286692	<i>Paepalanthus calvulus</i>	87136	0,76	0,76	4,2E-03	0,0E+00
5286747	<i>Paepalanthus plumosus</i>	224695	0,76	0,75	4,1E-03	4,5E-06
8098715	<i>Syngonanthus saxicola</i>	160949	0,76	0,75	4,5E-03	6,2E-06
5287254	<i>Paepalanthus dasynema</i>	60064	0,75	0,75	6,2E-03	0,0E+00
8272497	<i>Actinocephalus geniculatus</i>	124871	0,75	0,75	2,4E-03	0,0E+00
5286884	<i>Paepalanthus subfalcatus</i>	200806	0,75	0,75	4,0E-03	5,0E-06
5287070	<i>Paepalanthus trichophyllus</i>	160504	0,75	0,74	4,5E-03	6,2E-06
5287410	<i>Actinocephalus clausenianus</i>	116568	0,74	0,74	3,8E-03	0,0E+00
5287269	<i>Paepalanthus scleranthus</i>	43700	0,74	0,73	7,2E-03	0,0E+00
5287345	<i>Actinocephalus rigidus</i>	57783	0,74	0,73	6,9E-03	0,0E+00
8345382	<i>Paepalanthus rectifolius</i>	95490	0,74	0,73	3,0E-03	0,0E+00
5286943	<i>Paepalanthus gyrotrichus</i>	282951	0,74	0,73	4,0E-03	7,1E-06
7755694	<i>Actinocephalus incanus</i>	357296	0,73	0,73	3,9E-03	5,6E-06
5287380	<i>Actinocephalus ciliatus</i>	118948	0,73	0,73	4,7E-03	0,0E+00
5286567	<i>Leiothrix flagellaris</i>	32669	0,72	0,71	1,1E-02	0,0E+00
5286913	<i>Paepalanthus eriocauloides</i>	183933	0,72	0,72	4,5E-03	1,1E-05
8306404	<i>Actinocephalus bahiensis</i>	269966	0,72	0,72	2,9E-03	3,7E-06
5286709	<i>Paepalanthus microcaulon</i>	171346	0,72	0,71	3,6E-03	5,8E-06
5286909	<i>Paepalanthus dichromolepis</i>	331084	0,72	0,71	3,0E-03	6,0E-06
5286932	<i>Paepalanthus pullus</i>	451031	0,71	0,71	3,7E-03	2,2E-06
2689734	<i>Syngonanthus densus</i>	301313	0,71	0,71	2,8E-03	6,6E-06
5286511	<i>Leiothrix echinocephala</i>	43613	0,71	0,70	9,2E-03	0,0E+00
5286512	<i>Paepalanthus lundii</i>	216732	0,71	0,70	3,6E-03	4,6E-06
5286512	<i>Leiothrix fulgida</i>	79978	0,70	0,70	2,0E-03	1,3E-05
9631761	<i>Paepalanthus modestus</i>	202658	0,70	0,70	1,9E-03	0,0E+00
7904312	<i>Actinocephalus phaeocephalus</i>	141578	0,70	0,70	2,1E-03	7,1E-06
2689677	<i>Syngonanthus appressus</i>	276659	0,69	0,69	1,9E-03	3,6E-06

GBIF taxon ID	<i>Sp</i>	EOO	WPE	LWPE	MWPE	HWPE
2690128	<i>Syngonanthus decorus</i>	123905	0,69	0,69	1,8E-03	0,0E+00
9841016	<i>Paepalanthus longibracteatus</i>	101810	0,69	0,69	1,9E-03	0,0E+00
5286571	<i>Leiothrix prolifera</i>	87738	0,69	0,68	5,9E-03	1,1E-05
5286853	<i>Paepalanthus urbanianus</i>	373778	0,69	0,68	1,5E-03	1,6E-05
8181946	<i>Actinocephalus longifolius</i>	388423	0,68	0,68	3,7E-03	5,1E-06
5287329	<i>Paepalanthus albiceps</i>	198767	0,68	0,68	5,1E-03	5,0E-06
5286566	<i>Leiothrix spergula</i>	32378	0,68	0,67	8,8E-03	0,0E+00
5286920	<i>Paepalanthus leucocephalus</i>	529851	0,68	0,67	3,8E-03	1,9E-06
2689875	<i>Syngonanthus flaviceps</i>	514147	0,67	0,67	3,4E-03	3,9E-06
5287326	<i>Paepalanthus polygonus</i>	184495	0,67	0,66	4,5E-03	0,0E+00
5286681	<i>Paepalanthus microphyllus</i>	568790	0,66	0,66	1,5E-03	3,5E-06
5286742	<i>Paepalanthus reflexus</i>	727184	0,66	0,66	3,5E-03	2,8E-06
5286779	<i>Paepalanthus aculeatus</i>	721201	0,65	0,65	3,5E-03	2,8E-06
5286944	<i>Paepalanthus strictus</i>	1029253	0,65	0,65	3,5E-03	3,9E-06
5286509	<i>Leiothrix argentea</i>	247837	0,64	0,64	4,1E-03	8,1E-06
5286855	<i>Paepalanthus caespitius</i>	1240699	0,64	0,64	3,0E-03	1,6E-06
5287415	<i>Actinocephalus denudatus</i>	326245	0,63	0,63	3,5E-03	3,1E-06
5286998	<i>Paepalanthus oxyphyllus</i>	1443433	0,62	0,62	1,6E-03	6,9E-06
2690583	<i>Eriocaulon linearifolium</i>	467172	0,62	0,62	1,6E-03	0,0E+00
2690447	<i>Eriocaulon gibbosum</i>	1925732	0,61	0,61	2,1E-03	5,2E-06
5286729	<i>Paepalanthus crateriformis</i>	241749	0,60	0,60	1,7E-03	4,1E-06
7952491	<i>Paepalanthus flexuosus</i>	1969702	0,60	0,60	2,2E-03	4,6E-06
5287378	<i>Actinocephalus cabralensis</i>	150551	0,60	0,59	4,8E-03	0,0E+00
6312016	<i>Comanthera aurifibrata</i>	89491	0,58	0,58	6,6E-03	0,0E+00
9959800	<i>Paepalanthus niger</i>	783955	0,57	0,57	8,9E-04	1,1E-05
8882263	<i>Paepalanthus echinoides</i>	1092528	0,57	0,57	2,4E-03	3,7E-06
5286890	<i>Paepalanthus cordatus</i>	669854	0,56	0,56	1,1E-03	3,0E-06
5287027	<i>Paepalanthus guaraiensis</i>	753819	0,53	0,53	7,3E-04	9,3E-06