

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**O efeito do fogo sobre a inflamabilidade e a estabilidade de
florestas estacionais decíduais do Parque Estadual do Pau Furado
– MG**

Roberta Garibalde Clemente

Orientador: Vinícius de Lima Dantas

Uberlândia

Outubro de 2023

ROBERTA GARIBALDE CLEMENTE

**O efeito do fogo sobre a inflamabilidade e a estabilidade de
florestas estacionais deciduais do Parque Estadual do Pau Furado
– MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade, para obtenção do título de Mestrado.

Orientador: Prof. Dr. Vinícius de Lima Dantas

Uberlândia

Outubro de 2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

C626e
2023 Clemente, Roberta Garibalde, 1988-
 O efeito do fogo sobre a inflamabilidade e a estabilidade de florestas
 estacionais decíduais do Parque Estadual do Pau Furado-MG [recurso
 eletrônico] / Roberta Garibalde Clemente. - 2023.

 Orientador: Vinícius de Lima Dantas.
 Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
 Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e
 Biodiversidade.
 Modo de acesso: Internet.
 Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2023.8101>
 Inclui bibliografia.
 Inclui ilustrações.

 1. Ecologia. I. Dantas, Vinícius de Lima, 1982-, (Orient.). II.
 Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em
 Ecologia, Conservação e Biodiversidade. III. Título.

CDU: 574

André Carlos Francisco
Bibliotecário - CRB-6/3408

ÍNDICE

1. RESUMO	
2. ABSTRACT	
3. INTRODUÇÃO	1
4. MATERIAIS E MÉTODOS	4
4.1. Área de estudo	4
4.2. Desenho experimental	5
4.3. Coleta de dados no Campo	5
4.4. Análise laboratorial	6
4.5. Análise estatística	7
5. RESULTADOS	8
6. DISCUSSÃO	16
7. CONCLUSÃO	19
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20

RESUMO

O fogo desempenha um papel crucial na manutenção e equilíbrio de diversos ecossistemas. Em alguns, é natural, enquanto que em outros representa uma perturbação. No Cerrado, predominam as savanas, mas manchas de florestas estacionais criam mosaicos. Práticas inadequadas de manejo e uso do solo têm alterado os regimes de fogo, resultando em incêndios frequentes nas florestas. Esses distúrbios podem modificar a vegetação e os padrões de fogo, levando a uma transição chamada “savanização”. Esse processo envolve a abertura do dossel após um incêndio, favorecendo a invasão de gramíneas e aumentando a inflamabilidade, dificultando a recuperação da cobertura arbórea. O objetivo do presente trabalho foi investigar como a ocorrência de incêndios frequentes afeta a inflamabilidade de florestas estacionais e se esse processo depende do número de incêndios, do solo e da influência antropogênica. Buscamos também analisar se esse processo é reversível e estimar o tempo necessário para a recuperação da baixa da inflamabilidade característica das florestas. O estudo foi realizado no Parque Estadual do Pau Furado – MG onde foram feitas coletas em 31 parcelas distribuídas em três diferentes classes: parcelas que queimaram uma, duas vezes ou nunca foram queimadas. Foram feitas medidas e coletadas amostras para determinar valores relacionados à inflamabilidade como altura do estrato combustível, biomassa graminóide e não-graminóide, galhos de diferentes espessuras, serrapilheira e cobertura vegetal do solo. Também foram coletadas amostras de solo para análises físicas, e registradas as coordenadas geográficas para a obtenção de dados de histórico de fogo e proximidade com as pastagens. Para testar se os parâmetros de combustível estavam relacionados com o histórico do fogo e as variáveis do solo, ajustamos modelos lineares generalizados (GLM) com os parâmetros do combustível como variáveis de resposta e variáveis de fogo e solo como preditoras. Os fatores que melhor explicaram a variação na inflamabilidade foram o tempo desde o último incêndio e a proximidade com as pastagens para gramíneas, a soma de bases para galhos finos e o número de incêndios para galhos grossos. O aumento na biomassa de gramíneas nas parcelas investigadas destaca que a influência do uso do solo próximo às áreas incendiadas é o fator chave na transição de fitofisionomia. O aumento na biomassa de galhos finos e grossos muda a característica do fogo o tornando mais intenso e duradouro, diminuindo a resiliência das florestas e acelerando o processo de “savanização”. Reconhecer como a passagem do fogo e as alterações em seus regimes podem facilitar a transição de ecossistema nas formações de mosaico do Cerrado é crucial para a gestão adequada do uso do solo e para a conservação e sustentabilidade dos ecossistemas, particularmente em Unidades de Conservação.

PALAVRAS-CHAVE: savanização; incêndio florestal; invasão por gramíneas, Cerrado

ABSTRACT

Fire plays a crucial role in maintaining and balancing diverse ecosystems. In some, it is natural, while in others it represents a disturbance. In the Cerrado, savannas predominate, but patches of seasonal forests create mosaics. Inadequate management and land use practices have altered fire regimes, resulting in frequent fires in forests. These disturbances can modify vegetation and fire patterns, leading to a transition called “savannization”. This process involves opening the canopy after a fire, favoring the invasion of grasses and increasing flammability, making it difficult for trees to recover canopy. The objective of the present study was to investigate how the occurrence of frequent fires affects the flammability of seasonal forests and whether this process depends on the number of fires, the soil and anthropogenic influence. We also seek to analyze whether this process is reversible and estimate the time needed to recover the low flammability characteristic of forests. The study was carried out in the Pau Furado State Park – MG where collections were made in 31 plots distributed in 3 different classes: plots that burned once, twice or were never burned. Measurements were taken and samples were collected to determine values related to flammability such as fuel height layer, graminoid and non-graminoid biomass, branches of different thicknesses, litterbed and soil vegetation cover. Soil samples were also collected for physical analysis, and geographic coordinates were recorded to obtain data on fire history and proximity to pastures. To test whether fuel parameters were related to fire history and soil variables, we fit generalized linear models (GLM) with fuel parameters as response variables and fire and soil variables as predictors. The factors that best explained the variation in flammability were the time since the last fire and the proximity to pastures for grass biomass, the sum of bases for thin branches and the number of fires for thick branches. The increase in grass biomass in the investigated plots highlights that the influence of land use near the burned areas is the key factor in the transition of phytophysiology. The increase in the biomass of thin and thick branches changes the characteristics of the fire, making it more intense and lasting, reducing the resilience of the forests and accelerating the “savannization” process. Recognizing how the passage of fire and changes in its regimes can facilitate ecosystem transition in Cerrado mosaic formations is crucial for adequate management of land use and for the conservation and sustainability of ecosystems, particularly in Conservation Units.

KEYWORDS: savannization; forest fire; grass invasion, Cerrado

INTRODUÇÃO

O fogo é um fator ecológico importante para a manutenção, equilíbrio e composição de diversos ecossistemas e é uma das importantes forças evolutivas em comunidades vegetais. Ele é um fator natural em muitos ecossistemas, ao passo que em outros, é um fator de perturbação que está relacionado principalmente à atividade antrópica, como práticas de manejo utilizadas na agricultura, e na pecuária, e à ignição acidental próxima a estradas e cidades (Silvério et al., 2013). Em ecossistemas sensíveis ao fogo, as plantas e animais não evoluíram na presença de incêndios frequentes e, assim, não possuem adaptações que garantam sua sobrevivência após um incêndio (Pausas et al., 2017). Entender as consequências das alterações antropogênicas nos regimes de fogo é, portanto, fundamental para antecipar se tais mudanças podem gerar perda de diversidade e extinção de espécies nesses ecossistemas.

Nos trópicos úmidos, as savanas tropicais, com espécies adaptadas ao fogo, ocorrem lado-a-lado a florestas sensíveis ao fogo. Tal coexistência deve-se a mecanismos de retroalimentação negativos entre fogo e vegetação que mantém as florestas em climas propensos a ocorrência de incêndios naturais (Dantas et al. 2016). Esses mecanismos consistem na redução da cobertura arbórea após incêndios e na consequente promoção de gramíneas inflamáveis e intolerantes à sombra nos sub-bosques florestais, aumentando a frequência e intensidade de incêndios e impedindo a recuperação da cobertura florestal (Hoffmann et al. 2012). A teoria dos estados alternativos prevê que, teoricamente, eventos naturais extremos (por exemplo, incêndios muito intensos durante períodos secos, ou a ausência de incêndios em períodos muito úmidos) poderiam acionar ou parar esses feedbacks, levando florestas a transitarem para um estado savânico e vice-versa. Tal processo poderia ser catalisado pela influência humana, já que esta altera a frequência de ignições e os padrões de propagação do fogo, e promove espécies exóticas, muitas vezes mais inflamáveis, tolerantes a sombra e de rápida dispersão do que as nativas (De Faria et al. 2021). Em que medida esse processo vem de fato ocorrendo em resposta a alterações antropogênicas e quais são os mecanismos exatos por trás desse processo ainda precisa ser mais bem estudado.

Uma das ecoregiões (no Brasil chamado de bioma) em que savanas e florestas ocorrem como estados alternativos é o Cerrado, a maior região de savana sul-americana (D’Odorico et al., 2006; Beckett et al., 2022). O Cerrado é considerado a região de savana com maior

diversidade vegetal do mundo, com aproximadamente 12 mil espécies registradas (Miranda et al., 2004; Fernandes et al., 2016; Filardi et al., 2018). Esse bioma apresenta um gradiente de fitofisionomias tipicamente savânicas, como o cerrado *stricto sensu*, e fitofisionomias campestres e florestais, como o campo limpo e o cerradão, respectivamente (Coutinho, 1982; Castro, et al., 1999). Essas fitofisionomias se distinguem pela cobertura relativa dos estratos herbáceo-subarbustivo, composto por gramíneas, herbáceas e subarbustos, e arbustivo-arbóreo (Filgueiras 2002; Meirelles et al., 2002; Munhoz, 2004; Giroldo, 2016). As florestas representam áreas onde espécies arbóreas são dominantes, com formação de dossel contínuo. Os campos são áreas com espécies herbáceas predominantes e algumas arbustivas, apresentando poucas espécies arbóreas na comunidade (Miranda et al., 2004). Já nas savanas, as herbáceas formam um estrato contínuo ao passo que árvores e arbustos ocorrem de forma espaçada. Apesar do predomínio de savanas no Cerrado, as florestas aparecem como manchas, resultando em mosaicos de savana e floresta (Coutinho, 1982; Castro et al., 1999). Embora tais mosaicos tenham sido tradicionalmente entendidos como resultantes de variação edáfica, mecanismos de retroalimentação entre fogo e vegetação parecem ser fundamentais para a manutenção desses ecossistemas nos mosaicos savana-floresta (Beckett et al., 2022).

As formações florestais têm coexistido com savanas em equilíbrio por milhares de anos (Bond, 2008). No entanto, a fragmentação de ecossistemas substituiu as fronteiras naturais devido ao uso de práticas inapropriadas de manejo e uso de solo. As fronteiras com a matriz antrópica modificaram os regimes de fogo de forma que as regiões que não seriam propensas a queimar estão enfrentando incêndios mais frequentes (Fletcher, 2005). Esse parece ser o caso dos pequenos fragmentos de floresta estacional que, por suas características naturais, deveriam queimar de forma infrequente, mas que têm sofrido queimas frequentes devido a incêndios antrópicos acidentais e criminosos (Gao &Schwilk, 2022). Essas florestas geralmente ocorrem em solos mais ricos em nutrientes, o que provavelmente torna essa floresta especialmente resiliente. Porém, os solos mais férteis também as tornam vulneráveis à supressão e fragmentação de habitats para fins de agricultura, gerando efeitos de borda na vegetação remanescente. Além disso, uma maior fertilidade tende a estar associado a uma maior caducifolia, o que pode aumentar a produção de material combustível no sub-bosque, especialmente durante a seca, deixando-as mais vulneráveis a incêndios antrópicos. Estes distúrbios, por sua vez, poderiam causar mudanças na fitofisionomia vegetal capazes de alterar os regimes de fogo, desencadeando uma transição de ecossistema (Hardesty et al., 2005). Embora haja evidência de que esse processo tem ocorrido em florestas úmidas

(Silvério et al. 2013; De Faria et al. 2021; Sansevero et al. 2020), ainda não se sabe em que medida as florestas secas estão também sujeitas a ele.

A probabilidade de uma transição de ecossistema de floresta para savana depende, principalmente, da capacidade de gramíneas inflamáveis, com fotossíntese C4 e que não toleram sombreamento, colonizarem e se estabelecerem em áreas florestais. As florestas são estruturas vegetais menos inflamáveis quando comparadas às savanas devido, especialmente, a grande quantidade de biomassa aérea que sombreia e regula o microclima e impede a entrada de gramíneas (Newberry et al., 2020; Bernardino et al., 2021). A abertura do dossel causada por incêndios beneficia as gramíneas (Beckett et al., 2022) o que, por sua vez, aumenta o grau de inflamabilidade do sistema. Devido à proteção de suas gemas de crescimento, as gramíneas são plantas bastante resistentes ao fogo, ao mesmo tempo em que são um combustível facilitador para o fogo, já que apresentam alta inflamabilidade (Newberry et al., 2020; Gao & Shwilk, 2022). O termo “savanização” tem sido utilizado na literatura contemporânea para se referir a tais mudanças na estrutura e funcionamento de uma floresta (Nyerges, 1990; Beckett et al., 2022). Todavia, as savanas são ecossistemas antigos e biodiversos que evoluíram a milhões de anos e não devem ser confundidos com florestas degradadas empobrecidas em espécies. Mesmo que essas florestas estejam submetidas a processos de retroalimentação negativa entre fogo e vegetação, ainda é desconhecido em que medida esses ecossistemas são capazes de transitar para um ecossistema com espécies savânicas típicas.

Tendo em vista o exposto acima, o presente estudo visou responder às seguintes perguntas: Como a ocorrência de incêndios frequentes afeta a estabilidade e a inflamabilidade de florestas estacionais? Para essa pergunta, nossa hipótese era de que a eventual ocorrência de incêndios levaria a um aumento na inflamabilidade do ecossistema pela invasão de gramíneas exóticas e pela acumulação de biomassa morta, proveniente de plantas que sofreram danos nos últimos incêndios. Outra pergunta que se pretende responder é se esse processo depende da frequência com que a área queimou e da influência antropogênica, aqui expressa pela proximidade de áreas de pastagens cultivadas com gramíneas exóticas. Trabalhamos com a hipótese de que áreas que queimaram mais vezes apresentariam uma maior inflamabilidade, bem como as áreas mais próximas a pastagens (De Faria et al., 2021, Beckett et al., 2022). Buscamos também analisar se esse processo é reversível e estimar o tempo necessário para a recuperação da baixa inflamabilidade da floresta. Tal conhecimento permitirá entender em que medida a ocorrência de incêndios nas florestas decíduais tem o

potencial de degradar esses ecossistemas de forma permanente e sob que condições esse risco é maior. Esperamos que nossos resultados permitam prever áreas mais vulneráveis à uma mudança de estado, auxiliando no desenvolvimento de eventuais intervenções de manejo e expandindo os conhecimentos sobre a resiliência e resistência desses ecossistemas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Pau Furado localizado entre os municípios de Uberlândia e Araguari – MG, (-18.8284, -48.1667). O Parque Estadual do Pau Furado - PEPF tem como objetivo assegurar a proteção aos ecossistemas presentes na região e foi criado como medida compensatória após a criação de duas usinas hidrelétricas (Capim Branco I e II) em 27 de janeiro de 2007. Possui uma área de 2186,85 hectares. O parque está situado no bioma Cerrado e tem a Floresta Estacional Decidual como vegetação predominante (50,9% da área da reserva), além de pequenos fragmentos de cerradão, cerrado *strictu senso*, floresta ciliar, floresta de galeria, e floresta estacional semidecidual. A reserva também inclui áreas que foram pastagens e estão sendo reflorestadas e manchas de vegetação secundária. Segundo o IBGE (1979), a precipitação média anual na reserva está entre 1500 a 1600 mm, 50 % dos quais concentram-se nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro. As temperaturas médias mensais estão entre 20°C e 23°C sendo outubro e fevereiro os meses mais quentes. O aumento da ocupação humana no entorno do parque tornou-se uma ameaça potencial sobre a unidade, pois, as queimadas são realizadas frequentemente por fazendeiros para a implantação de pastagens e lavouras (Instituto Estadual de Florestas, 2011).

Desenho Experimental

A partir de um mapeamento detalhado do histórico de queimadas, foram identificadas áreas submetidas a diferentes frequências de queimada, incluindo áreas que não foram queimadas nos últimos 37 anos. Tal identificação foi feita usando mapas de queimadas fornecidos pelos gestores do parque (2013-2022) e dados do MAPBIOMAS (anos de 1985 a 2013; <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org>; Souza et al., 2020), compreendendo um período de 37 anos (1985 e 2022). Os dados do MAPBIOMAS têm como base o uso de

técnicas de aprendizado de máquina na identificação de cicatrizes de incêndios em imagens Landsat. Por questões logísticas, estabeleceu-se uma distância máxima de 50m a partir da rede de estradas internas do parque para o estabelecimento das parcelas. Assim, foi delimitada uma área buffer de 50 m para cada lado das estradas de terra internas do parque, as quais são de acesso restrito, usando ferramentas de geoprocessamento. Dentro dessas áreas, foi possível identificar três classes com diferentes históricos de fogo: áreas que queimaram uma única vez, áreas que queimaram duas vezes e áreas que não queimaram ao longo da série histórica de 37 anos. Foram sorteados 31 pixels (30 x 30 m) de floresta primária usando dados de uso de solo do MapBiomas sendo 10 pontos que sofreram 2 incêndios nos últimos 37 anos, 12 pontos que sofreram apenas 1 incêndio e 9 pontos que nunca sofreram incêndio, para os quais se obteve a coordenada do centróide do pixel. Essas coordenadas foram usadas como nossos pontos de amostragem. Para o sorteio dos pixels, cada classe de incêndio foi estratificada por tempo desde a última queimada, sendo selecionados quatro pixels por estrato. Sempre que o número de pixels disponível para um dado estrato era maior que quatro, a escolha foi feita de forma aleatória (quando menor ou igual, todos os pixels foram selecionados). A indisponibilidade de pelo menos quatro pixels para algumas classes explica o número diferente de pontos entre as três classes.

Trabalho de Campo

Os pontos sorteados foram localizados no campo usando um GPS. Em cada local, foi estabelecida uma parcela quadrada de 10 por 10 m. Depois de estabelecida a parcela, foi obtida a coordenada do centro da parcela, de forma a poder obter dados precisos de histórico de queimada e proximidade de pastagens. Dentro das parcelas, em cada um dos quatro cantos, foi estabelecida uma sub-parcela de 0,50 x 0,50 m onde medimos visualmente a porcentagem da cobertura de solo (gramíneas, dicotiledôneas, monocotiledôneas, arbustos, serrapilheira, solo exposto e afloramento rochoso). Coletamos amostras de biomassa de gramíneas, de não-graminóides, de serrapilheira e de combustíveis lenhosos finos e grossos (sendo os finos gravetos menores que 0,6 cm e entre 0,6 e 2,5 cm; e os grossos entre 2,6 e 7,6 cm e maiores que 7,6 cm). As amostras foram armazenadas em sacos de papel para determinação da massa úmida e seca em laboratório. Foram feitas dez medidas da altura do combustível no interior de cada parcela de 10 x 10 m utilizando um prato medidor de pastagem. Coletamos amostras de

solo em cada uma das sub-parcelas e no centro da parcela para avaliar possíveis efeitos da fertilidade no solo.

Análise laboratorial

O material coletado foi levado para o laboratório de Macroecologia e Saúde Ambiental na Universidade Federal de Uberlândia. As amostras de biomassa foram submetidas à triagem e pesagem. Os materiais coletados foram separados em biomassa viva e morta. A biomassa viva foi separada em graminóide e não graminóide; a biomassa morta foi separada em serrapilheira e os galhos e, estes, por espessura, em galhos muito grossos (maiores que 7,6 cm), galhos grossos (entre 2,5 e 7,6 cm), galhos menores (entre 0,6 e 2,5cm) e galhos finos (inferiores a 0,6 cm de diâmetro). Após a separação do material, o mesmo foi pesado e levado à estufa. Galhos menores que 0,6 cm foram secos à 60°C por 24 horas e os demais galhos foram secos à 60°C por 48 horas. A biomassa viva e a serrapilheira foram secas à 80°C por 48 horas (Clarke et al., 2004; Le Stradic et al. 2021). A diferença entre a biomassa seca e úmida foi usada para calcular o conteúdo de água. A biomassa de material combustível foi calculada como a média da diferença da biomassa úmida e seca nas quatro sub-parcelas. A altura comprimida do combustível foi calculada como a média das dez medidas com prato medidor de pastagem. As amostras de solo foram enviadas ao laboratório de análises de solo na Universidade Federal de Uberlândia para determinação de da soma de bases ($SB = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+}$) e do conteúdo de fósforo. Com ajuda de um Sistema de Informações Geográficas e com as coordenadas obtidas no centro da parcela, determinamos a proporção de pixels de pastagens em um raio de 100 m do centróide da parcela e reobtivemos dados de histórico fogo para evitar problemas resultantes da necessidade de realocar alguns pontos no campo (devido à impossibilidade logística e prática de chegar ao local exato do ponto, em alguns poucos casos).

Análises estatísticas

Para testar se os parâmetros de combustível estavam relacionados com o histórico do fogo e as variáveis do solo, ajustamos modelos lineares generalizados (GLM) com parâmetros do combustível como variáveis de resposta e variáveis de fogo (número de incêndios e tempo desde a última queimada) e solo (soma de bases e conteúdo de fósforo) como preditoras. A

variável proporção de pixels de pastagem também foi usada como preditora nos modelos para biomassa e cobertura de gramíneas. Para os modelos de biomassa combustível e altura foi utilizada a família quasipoisson, dado que os valores eram sempre positivos, enquanto para as variáveis de cobertura foi utilizada a família quasibinomial (dados de proporção). Também usamos GLM porque os resíduos de regressões simples não foram distribuídos normalmente, mesmo após transformação dos dados, e porque queríamos fazer previsões precisas para a resposta de parâmetro do material combustível em diferentes cenários de tempo desde o último incêndio, proporção de pastagens, frequência de fogo e fertilidade do solo. A biomassa de galhos muito grossos não foi analisada, pois tais galhos foram encontrados apenas em uma das parcelas. Usamos o método da seleção reversa para encontrar o modelo mínimo capaz de explicar a variação nos atributos, selecionando variáveis com base na significância das variáveis individuais e usando testes F para a comparação de pares de modelos, começando pelas variáveis com maiores valores de P até que todas as variáveis preditoras fossem significativas no modelo final. Incluímos apenas interações entre número de incêndios, frequência de incêndios e proporção de pixels de pastagens ao redor da parcela, pois esperávamos que seus efeitos dependessem uns dos outros. Também não incluímos outras interações porque nosso número de observações (31 parcelas) não nos permitia estimar mais do que dez parâmetros. As correlações entre pares de variáveis preditoras foram testadas antes das análises para evitar multicolinearidade, e apenas variáveis com correlação inferior a $|0,70|$ foram incluídos no mesmo modelo. Também avaliamos o risco de multicolinearidade usando o VarianceInflation Factor (VIF). Nenhuma das variáveis apresentou correlação de $|0,65|$ ou superior (Tabela 1) e não houve evidência de multicolinearidade com base no VIF. Para os modelos em que uma associação significativa com variáveis preditoras foi detectada, testamos os resíduos do modelo para autocorrelação espacial usando o teste Global I de Moran. Quando uma autocorrelação espacial significativa foi detectada, usamos o teste multiplicador de Lagrange para selecionar o melhor modelo espacial, se de erro ou de defasagem.

Para entender melhor como os parâmetros do combustível mudam em relação ao tempo desde o incêndio, simulamos as respostas do material combustível em função do tempo desde o incêndio para valores fixos das demais variáveis preditoras de um dado atributo combustível. Todas as análises foram executadas no programaR v.4.1.2 usando os pacotes “effectize”, “parameters”, “rsq”, “spdep”, “sp”e, “spatialreg”.

RESULTADOS

As correlações entre as variáveis preditoras são mostradas na tabela 1. Nenhuma das correlações foi maior do que $|0.70|$, indicando ausência de multicolinearidade entre elas.

TABELA 1: Correlação entre as variáveis preditoras utilizadas nos modelos estatísticos.

	Last	NFi	ProPas	SB	P
Last	1.00				
Nfi	-0.61	1.00			
ProPas	-0.64	0.28	1.00		
SB	-0.16	-0.10	0.15	1.00	
P	-0.54	0.27	0.29	0.41	1.00

Last: Tempo desde o último incêndio (anos); NFi: Número de eventos de incêndio; ProPas: Proporção dos pixels circundantes correspondente a áreas pastagens; SB: soma de bases trocáveis no solo; P: teor de fósforo do solo.

Com base nos modelos de regressão, observamos que a biomassa de gramíneas aumentou com a proporção de pixels de pastagem em áreas circundantes ($r = 0,60$; $P = < 0,001$) e diminuiu com o tempo desde a última queimada ($r = -0,46$; $P = < 0,001$). Por outro lado, a biomassa de não-graminóides e de galhos finos e grossos aumentou com o tempo desde a última queimada ($r = 0,42$; $P = 0,012$); ($r = 0,50$; $P = 0,006$); ($r = 0,20$; $P = 0,260$). A biomassa de galhos finos também aumentou com a soma de bases no solo, ao passo que a biomassa de galhos grossos aumentou com o número de eventos de incêndios ocorridos ($r = 0,418$; $P = 0,027$); ($r = 0,30$; $P = 0,870$); neste caso, houve uma interação entre tempo desde a última queimada e número de incêndios ($r = 0,34$; $P = 0,044$) e não houve uma interação direta de uma variável sozinha, ou seja, a influência do tempo desde a última queimada depende do número de vezes e que a área foi queimada. O tempo desde a última queimada

teve um efeito negativo sobre a cobertura de gramíneas ($r = -0,52$; $P = <0,001$) e positivo sobre a cobertura não-graminóides ($r = 0,62$; $P = <0,001$) e serrapilheira foliar ($r = 0,48$; $P = 0,006$). Para a altura do material combustível superficial, o tempo desde a última queimada teve efeito negativo ($r = -0,67$; $P = < 0,001$). Nenhuma das variáveis preditoras explicou a variação na biomassa de galhos de espessura intermediária, na biomassa total de galhos mortos, na biomassa de serrapilheira foliar e na proporção de solo exposto (Tabela 2). Foi detectada autocorrelação espacial apenas nos resíduos do modelo para a cobertura de serrapilheira (Tabela 3). No entanto, nenhum dos modelos espaciais mostrou-se melhor do que o modelo não espacial (maior AIC no modelo espacial do que no não espacial).

TABELA 2: Resultados dos modelos lineares generalizados para os atributos do material combustível superficial usando histórico de fogo, características do solo e proximidade de pastagens como preditores.

	r	Estimate	Std. Error	t	F	P	Pseudo -R ²
Biomassa							
<i>Gramíneas</i>							0.71
(Intercept)		3.26	0.56	5.83		0.000	
last	-0.460	-0.07	0.02		54.93	0.000	
prop.pas	0.600	4.22	1.05		17.10	0.000	
<i>Não-graminóide</i>							0.19
(Intercept)		2.57	0.36	7.18		0.000	
last	0.420	0.03	0.01		7.15	0.012	
<i>Galhos finos 0-0.06 cm</i>							0.44

(Intercept)		1.29	0.40	3.24		0.003
last	0.500	0.03	0.01		8.81	0.006
SB	0.410	0.05	0.02		5.46	0.027
<i>Galhos 0.06-2.5 cm</i>						0.00
(Intercept)		3.32	0.11	28.93		<0.001
<i>Galhos grossos 2.5-7.6 cm</i>						0.21
(Intercept)		0.10	1.96	0.05		0.958
last	0.200	0.06	0.06		1.33	0.260
nfi	0.300	1.71	1.06		0.03	0.870
last:nfi	-0.340	-0.07	0.04		4.46	0.044
<i>Total de galhos</i>						0.00
(Intercept)		4.01	0.13	30.34		<0.001
<i>Serrapilheira</i>						0.00
(Intercept)		5.00	0.09	57.51		<0.001
Cobertura						
<i>Gramíneas</i>						0.40
(Intercept)		0.38	0.48	0.78		0.440
last	-0.520	-0.08	0.02		13.76 6	0.001
<i>Não-graminóide</i>						0.47

(Intercept)		-2.90	0.34	-8.59		0.000
last	0.620	0.05	0.01		22.17	0.000
<i>Serrapilheira</i>						0.25
(Intercept)		-0.73	0.29	-2.47		0.020
last	0.480	0.03	0.01		8.82	0.006
<i>Solo exposto</i>						0.00
(Intercept)		-2.62	0.23	-11.17		0.000
Altura						
<i>Altura do combustível</i>						0.45
(Intercept)		3.59	0.16	22.87		<0.001
last	-0.670	-0.04	0.01		26.18	0.000

Os resultados são para modelos lineares generalizados selecionados por meio do método da seleção reversa. Valores de P são para testes F e Wald, respectivamente, para variáveis preditoras e intercepções. As correlações entre as variáveis preditoras são mostradas na Tabela 1. Proporção de áreas de pastagens foi incluída como preditora somente de atributos de gramíneas. A legenda das abreviações dos nomes das variáveis preditoras pode ser encontrada no rodapé da Tabela 1.

TABELA 3: Testes de autocorrelação espacial nos resíduos para os modelos lineares generalizados com atributos do material combustível como variável resposta (ver Tabela 2).

		Moran I	P-valor
Classe	Combustível	SSD	r
Biomassa	Gramínea	-0.77	0.779
	Não-graminóide	0.16	0.438
	Galhos 0-0.06 cm	-0.86	0.806
	Galhos 2.5-7.6 cm	-0.34	0.632
Cobertura	Gramínea	1.11	0.133
	Serrapilheira	1.66	0.048
	Erva não-graminóide	0.91	0.182
Altura do			
Altura	combustível	0.63	0.265

Apenas modelos em que as variáveis preditoras tiveram efeito significativo nos atributos do material combustível foram testados. Moran I SSD: Desvio Padrão da estatística I de Moran.

As projeções para a variação nos atributos do material combustíveis sob diferentes cenários de histórico de fogo, proximidade de áreas de pastagem e variáveis do solo mostraram que, para o primeiro ano após a última queimada, a biomassa de gramíneas aumentaria em 1661.69 g em um cenário com somente pastagem ao redor da parcela, mas que esse aumento seria de somente 24.33 g quando não há pastagens próximas (Tabela 4). O tempo para que biomassa de gramíneas retornasse ao valor de referência (0 g; mediana dos valores das parcelas não queimadas) após um incêndio seria de 194 anos em áreas completamente circundadas por pastagens e de 49 anos para áreas sem nenhuma pastagem próxima (Tabela 4). Além disso, vimos que os incêndios diminuem a biomassa de galhos finos. No entanto, essa diminuição, bem como seu tempo de reposição, tendem a ser menores em solos mais férteis (Tabela 4). A biomassa não-graminóide, que também diminui após um incêndio, aumentou com o tempo desde a última queimada, sendo necessários 24 anos para que retornasse ao valor de referência para áreas não queimadas (25.58 g; Tabela 4).

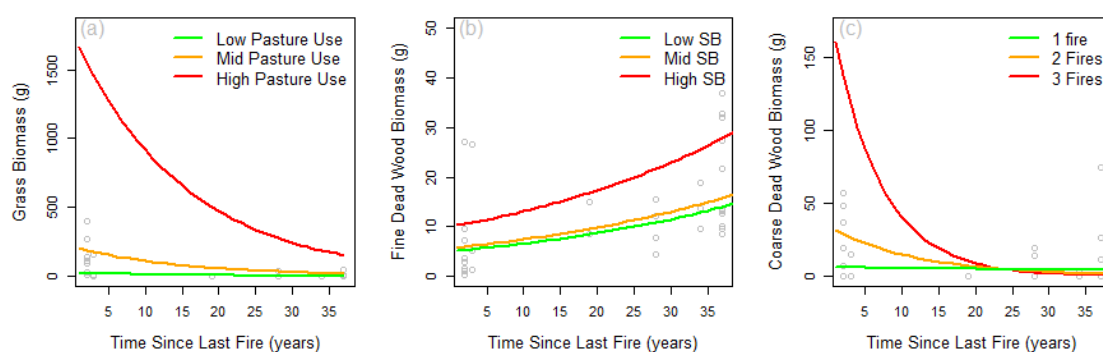


FIGURA 1: Projeções para biomassa combustível em relação ao tempo desde o último incêndio em diferentes cenários. As simulações são baseadas nos modelos mostrados na Tabela 2 usando valores fixos para outras variáveis preditoras com efeito significativo. Os valores em gramas se referem a uma área de 0,5 por 0,5 metros. (a) Biomassa de gramíneas em relação ao tempo desde o incêndio para diferentes cenários de uso do solo nas áreas circundantes (Baixo, Médio e Alto Uso para Pastagem; ver tabela 4); (b) Biomassa de galhos finos mortos (0-0,06 cm de diâmetro) em relação ao tempo desde o incêndio para diferentes níveis de Soma de Bases no solo (SB; ver tabela 4); (c) Biomassa de galhos espessos mortos (2,5-7,6 cm de diâmetro) em função do tempo desde a última queimada para áreas queimadas com diferentes frequências.

No primeiro ano desde a última queimada a biomassa de galhos grossos (entre 2,5 a 7,6 cm de diâmetro) foi muito maior em áreas que queimaram três vezes do que em áreas que queimaram uma ou duas vezes (Figura 1). No entanto, a biomassa também diminuiu mais rapidamente em áreas que queimaram muitas vezes, resultando em uma interação entre tempo desde a última queimada e número de incêndios, de forma que esta levou menos tempo (70 anos) para retornar aos valores de referência comparado às áreas que queimaram poucas vezes (Tabela 2). Já a biomassa não-graminóide, que diminuiu com o fogo, aumentou com o tempo desde a última queimada, sendo necessários 45 anos para que esta retornasse aos valores de referência.

Finalmente, para as coberturas de gramíneas e serrapilheira, e para a altura do material combustível, os quais se relacionaram apenas com o tempo desde a última queimada, foram previstos valores de 30%, 0% e 0,35m um ano após o incêndio, respectivamente, e períodos de 5, 43 e 50 anos, respectivamente, para que retornem aos valores de referência.

TABELA 4: Projeções para características do material combustível em relação ao tempo desde o último incêndio para diferentes cenários de covariáveis.

Atributo do material combustível	Referência (nfi= 0)	Tend.	Valor no 1º ano	T para Valor de Referência (y)	T para 100g (y)
Biomassa gramínea (PP = 1)	0 g	neg	1661.69 g	194	44
Biomassa gramínea (PP = 0.5)	0 g	neg	201.08 g	162	14
Biomassa gramínea (PP = 0)	0 g	neg	24.33 g	49	-
Biomassa não-graminóide	25.58 g	pos	13.41 g	24	71
Galhos 0-0.06 cm (SB = median)	19.84 g	pos	5.81 g	45	104
Galhos 0-0.06 cm (SB = quant. 0.10)	19.84 g	pos	5.14 g	50	108
Galhos 0-0.06 cm (SB = quant. 0.90)	19.84 g	pos	10.23 g	25	84
Galhos 2.5-7.6 cm (nfi = 1)	0 g	neg	6.07 g	>200	NA
Galhos 2.5-7.6 cm (nfi = 2)	0 g	neg	31.25 g	109	NA
Galhos 2.5-7.6 cm (nfi = 3)	0 g	neg	160.91 g	70	5
Cobertura de gramínea	3.75%	neg	30%	5	-
Cobertura de serrapilheira	62.50%	pos	0%	43	-
Altura do combustível	0.05 m	neg	0.35 m	50	-

Valores em gramas se referem a uma área de 0,5 por 0,5 m. O valor de referência é a mediana dos valores observados nas parcelas que não queimaram (notar que os valores se repetem para um mesmo atributo). NFi: Número de eventos de incêndio; ProPas: Proporção de pixels de pastagens circundantes de 0 a 1); SB: somatório de bases no solo; pos: positivo; neg: negativo; T: tempo; NA: nunca alcançando. A tabela usa os resultados das equações da reta para tentar prever o que aconteceria com os combustíveis em alguns cenários hipotéticos que não podem ser observados em campo.

Ao somar as estimativas de biomassa combustível após um ano do último incêndio para todos os atributos, pôde-se obter os valores totais projetados de biomassa combustível. Esses valores foram obtidos para diferentes cenários hipotéticos em termos de proporção de áreas de pastagem, fertilidade do solo e número de incêndios (Tabela 5), indicando que o aumento na biomassa combustível após um incêndio pode variar de pouco mais de 3,5 g até mais 1800 g para uma área de 0.5 x 0.5 m, quando comparado aos valores de referência de áreas não queimadas, a depender da combinação de fatores (Tabela 5).

TABELA 5: Biomassa combustível disponível após um ano desde o último incêndio, simulada para diferentes cenários hipotéticos

Cenário	Biomassa combustível (g)
Referência (NFi = 0)	45.42
Melhor cenário (PP = 0/SB=q0.10/NFi=1)	48.95
Cenário intermediário (PP = 0.5/SB=q0.50/NFi=2)	251.55
Pior cenário (PP = 1/SB=q0.90/NFi=3)	1846.24

A biomassa combustível é a soma da biomassa de todos os componentes do material combustível (gramíneas, não-graminóides, serrapilheira e galhos) um ano após o incêndio em uma área de 0.5 x 0.5 m.. Os resultados são baseados em simulações para diferentes cenários hipotéticos. O valor de referência refere-se a soma da mediana dos valores observados para cada atributo nas parcelas que não queimaram durante os 37 anos estudados (ver Tabela 4). Melhor cenário: áreas sem pastagens próximas (PP = 0), em solos de menor fertilidade (quantil de 10% dos valores de soma de bases observados ou SB=q0.10) e que sofreram apenas um incêndio nos últimos 37 anos (NFi=1); Cenário intermediário: áreas em que metade dos pixels circundantes são de pastagem (PP = 0.5), solo com fertilidade mediana (mediana dos valores de soma de bases; SB=q0.50) e que sofreram dois incêndios nos últimos 37 anos (NFi=2); Pior cenário: todas as áreas circundantes são pastagens (PP=1,0), solos muito férteis (SB=q0.90) e três incêndios nos últimos 37 anos (NFi=3).

DISCUSSÃO

"Distúrbios desempenham um papel fundamental na configuração e na dinâmica dos ecossistemas (Lake, 2013). Eles são capazes de alterar a paisagem provocando mudanças significativas na composição e na estrutura do ambiente. Em alguns casos, os distúrbios podem até empurrar o sistema para um estado alternativo de ecossistema, levando a uma transformação do seu estado original. No entanto, a resposta dos ecossistemas aos distúrbios não é uma via de mão única. Após uma perturbação, os ecossistemas possuem uma notável capacidade de se recuperar e retornar ao seu estado original. Essa capacidade de resiliência varia de um ecossistema para outro e depende de vários fatores, incluindo a intensidade e a frequência das perturbações (Dantas et al, 2016). O intervalo entre distúrbios, a localização e a disponibilidade de nutrientes desempenham um papel crítico na determinação da trajetória do sistema após a perturbação (Tabela 5). Em algumas circunstâncias, no entanto, o sistema pode atingir um ponto crítico de não retorno, marcando uma transformação irreversível na vegetação chamada de "savanização". A "savanização" tem profundas implicações na biodiversidade, nas funções ecológicas do ecossistema e na paisagem em si. Essa transição de um ecossistema florestal para uma fitofisionomia savânica é primariamente caracterizada pela dominância de gramíneas e pela redução da cobertura arbórea e foi observada nas florestas decíduas do PEPE, cuja passagem do fogo facilitou a entrada de gramíneas e levou a um aumento na inflamabilidade, como previsto em nossas hipóteses (Tabela 2). As gramíneas são um tipo de combustível mais inflamável, pois acumulam biomassa morta e facilitam a ignição e propagação do fogo e são consumidas rapidamente, produzindo incêndios de alta intensidade e temperatura, que se espalham muito rápido, embora sejam incêndios de curta duração (Simpson et al., 2022; Prior et al., 2017). A invasão por gramíneas faz com que as chances de ocorrer um incêndio sejam elevadas e a passagem do fogo aumenta a invasão por gramíneas, mantendo o feedback negativo entre fogo e grama (Hoffmann et al., 2012). Este feedback descreve um ciclo auto sustentável em que a presença de um fator (as gramíneas) promove o aumento do outro (o fogo) e vice-versa, desencadeando transformações significativas e potencialmente irreversíveis ao ambiente natural.

Nosso estudo representa um avanço teórico significativo na compreensão do processo de "savanização" que ocorre em florestas decíduas com solo fértil e alta produtividade vegetativa. As novas descobertas que apresentamos, incluindo o aumento da inflamabilidade

(Tabela 2), (Figura 1), demonstram que esta transição acontece de forma única em tais ecossistemas. Nossa pesquisa destaca o papel fundamental das pastagens na acumulação da biomassa de gramíneas demonstrando que uma maior proporção de áreas de pastagem corresponde ao aumento da biomassa desta espécie vegetal, sendo pioneiros na exploração do impacto da dispersão no processo de "savanização". Nossas descobertas sugerem que as pastagens não apenas servem como um ambiente propício para a disseminação de gramíneas, mas também influenciam de maneira significativa a transição de vegetação dessas áreas. As pastagens servem como fonte dispersora, contribuindo para o estabelecimento e desenvolvimento bem-sucedidos das gramíneas após incêndios florestais. A colonização pós-fogo é facilitada pelas sementes invasoras dispersas pelo vento, permitindo o seu estabelecimento em distâncias relativamente longas em regiões que passaram por um distúrbio recente (D'Antonio & Vitousek, 1992). Alguns estudos demonstram que, ao longo do tempo, a propagação de sementes de gramíneas invasoras pode atingir áreas até 30 km de distância de regiões com usos antrópicos, como estradas e pastagens (Veldman e Putz, 2010). O aumento da biomassa de gramíneas nas áreas estudadas em decorrência da presença de pastagens próximas pode ser explicado por vários fatores, como a disponibilidade de luz facilitada pela abertura de clareiras advindas dos danos causados pelo fogo, pela maior disponibilidade de água e nutrientes e pelas condições de solo favoráveis para o crescimento dessas plantas em regiões de floresta (D'Antonio & Vitousek, 1992, Bond, 2008). O uso do solo nas proximidades das áreas afetadas pelo fogo surge como um fator crítico, sugerindo uma tendência para uma transição nestas regiões (Tabela 2), (Figura 1). Estes resultados lançam luz sobre os mecanismos de transição dos ecossistemas, mostrando que diferem daqueles apontados em estudos anteriores que enfatizam a frequência dos incêndios como o principal motor para um estado de não-retorno (Silvério et al. 2013; De Faria et al. 2021; Sansevero et al. 2020). Estas percepções desafiam suposições anteriores e enriquecem a nossa compreensão das transformações ecológicas nas florestas decíduas, oferecendo uma perspectiva mais abrangente sobre o processo de "savanização".

Nosso modelo apontou que, para além da invasão de gramíneas, o aumento na inflamabilidade se dá também por outros materiais combustíveis através da acumulação de matéria orgânica morta, proveniente de plantas lenhosas que sofreram danos nos últimos incêndios. Nas parcelas em que o solo tem maior soma de bases há um maior acúmulo de biomassa de galhos finos (Tabela 2), (Figura 1), indicando que, embora solos mais férteis, devido à sua riqueza em nutrientes, proporcionem uma maior resiliência para as vegetações,

estimulando uma produtividade vegetal mais intensa, é importante notar que essa maior vigorosidade também pode ter um efeito colateral, tornando essas vegetações mais suscetíveis à inflamabilidade. As vegetações que se estabelecem em solos férteis tendem a crescer de forma mais robusta e rápida. Esse crescimento vigoroso se traduz em uma taxa de substituição de folhas e galhos mais acelerada, o que, por sua vez, resulta na acumulação de uma maior quantidade de material vegetal morto no sistema, incluindo gravetos e galhos finos. Essa acumulação de material combustível aumenta a propensão aos incêndios. Portanto, paradoxalmente, embora a produtividade vegetal em solos férteis seja uma resposta adaptativa da vegetação para explorar recursos abundantes, ela também gera uma condição em que os incêndios podem ser mais intensos e devastadores. Os incêndios nesses ecossistemas têm potencial para propagar-se com maior facilidade devido à disponibilidade substancial de combustíveis finos. A madeira morta de galhos finos é um excelente combustível para a ignição do fogo e devido ao clima quente e seco do Cerrado, o processo de ignição e dispersão do fogo ocorre de maneira mais rápida (Newberry et al., 2020). A biomassa de galhos é combustível que promove incêndios com características diferentes daqueles provocados por gramíneas, gerando incêndios mais duradouros e de maior intensidade. Por exemplo, galhos finos podem queimar por até 10 horas e galhos grossos chegam a queimar por 100 horas (Bradshaw et al. 1983). Desta forma, o solo com maior disponibilidade de nutrientes, que poderia ser vantajoso na regeneração da vegetação, pode não ser tão vantajoso considerando o aumento na inflamabilidade que propicia. Estes resultados indicam que mais estudos são necessários para comprovar a ideia de que solos férteis estariam associados a uma maior resiliência e consequentemente menor propensão para que florestas sofram uma transição de estado (Hoffmann et al. 2012). Essa compreensão mais profunda da dinâmica da inflamabilidade em vegetações estabelecidas em solos férteis destaca a importância de estratégias de manejo e prevenção de incêndios em ecossistemas sensíveis. Ela também sublinha o desafio de equilibrar o estímulo da produtividade vegetal, devido à fertilidade do solo, com a necessidade de mitigar os riscos associados à inflamabilidade, pois geram implicações significativas na ecologia dos ecossistemas. Portanto, a gestão desses ecossistemas deve levar em consideração não apenas a produtividade vegetal, mas também os fatores que podem agravar a vulnerabilidade ao fogo, contribuindo assim para a estabilidade e a preservação desses habitats naturais.

Outro dado relevante apresentado neste estudo está relacionado ao aumento da biomassa de galhos grossos em parcelas sujeitas a maiores números de incêndio (Tabela 2),

(Figura 1). Esses resultados são notavelmente inovadores, uma vez que pesquisas anteriores não haviam explorado essa variável específica. O aumento desse material combustível está intrinsecamente associado a uma maior intensidade do fogo e à prolongada duração da queima, em grande parte devido à formação de brasas. As brasas resultantes dessa intensa queima podem persistir por um período prolongado, podendo levar a ignições subsequentes e a um ciclo de combustão de longa duração. Esses resultados indicam que o aumento dessa biomassa não apenas amplia a capacidade de propagação do fogo, mas também contribui para a ocorrência de incêndios mais frequentes e prolongados. Isso, por sua vez, tem implicações críticas para a conservação da biodiversidade, já que a recorrência destes tipos de incêndios pode alterar substancialmente a estrutura e a composição das comunidades vegetais levando-as a um estado de não retorno. A compreensão aprofundada da relação entre o aumento da biomassa de galhos grossos e a intensidade do fogo que nossa pesquisa trouxe à tona, projeta uma luz reveladora sobre a dinâmica do comportamento do fogo na transição de ecossistemas. Portanto, a gestão do fogo deve considerar não apenas a frequência dos incêndios, mas também a acumulação de biomassa de galhos grossos como um fator-chave para o manejo destas áreas. Essa visão mais profunda permite uma abordagem mais eficaz para a preservação da biodiversidade destes ambientes que têm enfrentado incêndios cada vez mais recorrentes.

CONCLUSÃO

O estudo em questão representa um avanço teórico significativo na compreensão do processo de "savanização" em florestas decíduas. Ao longo desta pesquisa, destacamos que as áreas de pastagens no entorno de uma região perturbada pela passagem do fogo tem um papel crítico na acumulação de biomassa de gramíneas e no aumento da inflamabilidade, trazendo à tona a relevância da dispersão na transição destes ecossistemas. A transição das florestas decíduas para uma fitofisionomia mais savânica ocorre de maneira única, sendo que nossas descobertas agregam os achados anteriores, mostrando que a estabilidade ecossistêmica é influenciada por uma gama de fatores que ultrapassam o número de eventos de incêndios. Uma das contribuições mais notáveis deste estudo é a demonstração de que o aumento da inflamabilidade nesses ecossistemas não pode ser atribuído exclusivamente à invasão de gramíneas, mas também está intrinsecamente relacionado ao acúmulo de matéria orgânica

morta, como galhos finos advindos de plantas lenhosas danificadas por incêndios anteriores. Isso lança uma nova luz sobre a interação entre a fertilidade do solo e a dinâmica do crescimento, revelando que solos férteis, embora favoreçam uma produtividade vegetal mais intensa, podem, paradoxalmente, aumentar a inflamabilidade destes ecossistemas. Outro achado crucial de nossa pesquisa é a associação entre o aumento da biomassa de galhos grossos e incêndios mais intensos e prolongados, diferentes daqueles provocados por gramíneas. Essa relação ressalta a complexidade da dinâmica do fogo nesses ecossistemas e a necessidade de uma abordagem de gestão mais abrangente para preservar a biodiversidade e a estabilidade desses habitats naturais. Em resumo, este estudo fornece uma visão inovadora e detalhada da dinâmica da inflamabilidade em florestas decíduas, ampliando nosso entendimento acerca dos processos de transição desses ecossistemas e oferecendo orientações valiosas para a gestão eficaz diante do desafio de incêndios cada vez mais recorrentes. As contribuições deste estudo têm implicações profundas para a preservação da biodiversidade e a promoção da sustentabilidade desses ambientes naturais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Beckett, H., Staver, A. C., Charles-Dominique, T., & Bond, W. J. 2022. Pathways of savannization in a mesic African savanna–forest mosaic following an extreme fire. *Journal of Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13851/v4/response1>
- Bernardino, P. N., Dantas, V. L., Hirota, M., Pausas, J. G., & Oliveira, R. S. 2021. Savanna–Forest Coexistence Across a Fire Gradient. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00654-4>
- Bond, W. J. 2008. What limits trees in C4 grasslands and savannas? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 39. 641–659. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173411>
- Castro, A. A. J. F., Martins, F. R., Tamashiro, J. Y., Shepherd, G. J. 1999. How rich is the flora of Brazilian cerrados? *Annals of Missouri Botanical Garden*, 192–221. <https://doi.org/10.2307/2666220>
- Clarke, P. J., Prior, L. D., French, B. J., Vincent, B., Knox, K. J. E., Bowman, D. M. J. S. 2004. Using a rainforest-flame forest mosaic to test the hypothesis that leaf and litter fuel flammability is under natural selection. *Oecologia*. 176:1123–1133. <https://doi.org/10.1007/s00442-014-3071-y>
- Coutinho, L. M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. *Ecology of Tropical Savannas*, 42. 273–291. https://doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_13

- Dantas, V. L., Hirota, M., Oliveira, R., Pausas, J. G. 2016. Disturbance maintains alternative biome states. *Ecology Letters*, 19:12–19. <https://doi.org/10.1111/ele.12537>
- D’Antonio, C. M., & Vitousek, P. M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23, 63–87. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.000431>
- De Faria, B. L., Staal, A., Silva, C. A., Martin, P. A., Panday, P. K., Dantas, V. L., & Silva, T. 2021. Climate change and deforestation increase the vulnerability of Amazonian forests to post-fire grass invasion. *Global Ecology and Biogeography*, 30(12), 2368–2381. <https://doi.org/10.1111/geb.13388>
- D’Odorico, P., Laio, F., Ridolfi, L. 2006. A probabilistic analysis of fire-induced tree-grass coexistence in savannas. *American Naturalist*, 167:79–87. <https://doi.org/10.1086/500617>
- Fernandes, G. W., Pedroni, F., Sanchez, M., Scariot, A., Aguiar, L. M. S., Ferreira, G., Machado, R., Ferreira, M. E., Diniz, S., Pinheiro, R., Costa, J. A. S., Dirzo, R., Muniz, F. 2016. Cerrado em busca de soluções sustentáveis. Rio de Janeiro, RJ.
- Filardi, F. L. R., Barros, F., Fernando, J., Baumgratz, J. F. A. 2018. Innovation and collaboration to meet target 1 of the global strategy for plant conservation (GSPC). *The Brazil Flora Group*, 69(4). 1513-1527. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869402>
- Filgueiras, T. S. 2002. Herbaceous plant communities. *Cerrados of Brazil*, 121-139. <https://doi.org/10.7312/oliv12042-008>
- Gao, X., &Schwilk, D. W. 2022. Burn hot or tolerate trees: flammability decreases with shade tolerance in grasses. *Oikos*. <https://doi.org/10.1111/oik.08930>
- Girollo, P. Z. 2016. Effect of fire seasonality in a brazilian savanna. Dissertação – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia.
- Hardesty, J., Myers, R., Fulks, W. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum*, 22. 78-87.
- Hoffmann, W. A., Jaconis, S. Y., McKinley, K. L., Geiger, E. L., Gotsch, S. G., & Franco, A. C. 2012. Fuels or microclimate? Understanding the drivers of fire feedbacks at savanna-forest boundaries. *Austral Ecology*, 37(6), 634–643. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02324.x>
- Lake, P. S. 2013. Resistance, Resilience and Restoration. *Ecological Management & Restoration*, 14(1), 20–24. <https://doi.org/10.1111/emr.12016>
- Le Stradic, S., Roumet, C., Durigan, G., Cancian, L., & Fidelis, A. 2021. Variation in biomass allocation and root functional parameters in response to fire history in Brazilian savannas. *Journal of Ecology*, 109(12), 4143–4157. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13786>
- Meirelles, M., Oliveira, R., Ribeiro, J., Vivaldi, L., Rodrigues, L. A., Silva, G. P. 2002. Utilização do método de intersecção da linha em levantamento quantitativo do estrato herbáceo do cerrado. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer*, 60-68.
- Miranda, H. S.; Sato, M. N.; Andrade, S. M. A.; Haridasan, M.; Morais, H. C. 2004. Queimadas do cerrado: caracterização e impactos. Embrapa Informação Tecnológica, Cerrado: ecologia e caracterização. Brasília, Distrito Federal.

- Munhoz, C. B. 2004. Fitossociologia do estrato rasteiro de cerrado. Tese de doutorado. Universidade de Brasília. Brasília, Distrito Federal, Brasil.
- Newberry, B. M., Power, C. R., Abreu, R. C. R., Durigan, G., Rossatto, D. R., & Hoffmann, W. A. 2020. Flammability thresholds or flammability gradients? Determinants of fire across savanna–forest transitions. *New Phytologist*, 228(3), 910–921. <https://doi.org/10.1111/nph.16742>
- Pausas, J. G., Keeley, J. E., Schwilk, D. W. 2017. Flammability as an ecological and evolutionary driver. *Journal of Ecology*, 105. 289–297. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12691>
- Prior, L. D., Murphy, B. P., Williamson, G. J., Cochrane, M. A., Jolly, W. M., Bowman, D. M. J. S. 2017. Does inherent flammability of grass and litter fuels contribute to continental patterns of landscape fire activity? *Journal of Biogeography*, 44. 1225–1238. <https://doi.org/10.1111/jbi.12889>
- Sansevero, J. B. B., Garbin, M. L., Sánchez-Tapia, A., Valladares, F., Scarano, F. R. 2020. Fire drives abandoned pastures to a savanna-like state in the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, Volume 18, Issue 1, Pages 31-36. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.12.004>
- Silvério, D. V., Brando, P. M., Balch, J. K., Putz, F. E., Nepstad D. C., Oliveira-Santos, C., Bustamante, M. M. C. 2013. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Phil. Trans. R. Soc. B*. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0427>
- Simpson, K. J., Archibald, S., Osborne, C. P. 2022. Savanna fire regimes depend on grass trait diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 37 (9). 749-758. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.04.010>
- Souza Junior, C. M., et al. 2020. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, 12.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
Conservação e Biodiversidade

Av. Pará, 1720, Bloco 2D, Sala 26 - Bairro Umarama, Uberlândia-MG, CEP 38405-320
Telefone: (34) 3225-8641 - www.ppgeco.ib.ufu.br - ecologia@umarama.ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia, Conservação e Biodiversidade				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, número 335, PPGEGB				
Data:	vinte e sete de outubro de dois mil e vinte e três	Hora de início:	14:00	Hora de encerramento:	16:20
:	12122ECR010				
Nome do Discente:	Roberta Garibalde Clemente				
Título do Trabalho:	O efeito do fogo sobre a inflamabilidade e a estabilidade de florestas estacionais decíduas do Parque Estadual Do Pau Furado - MG				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia de comunidades e biodiversidade				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Fitogeografia de biomas tropicais: ecologia funcional, origem e dinâmica espaciotemporal				

Reuniu-se por videoconferência a Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade assim composta pelos doutores: Bruno Lopes de Faria - IFNMG; Alan Nilo da Costa - INBIO/UFU e Vinicius de Lima Dantas - IG/UFU, orientador(a) do(a) candidato(a).

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr(a). Vinicius de Lima Dantas, apresentou a Comissão Examinadora e o(a) candidato(a), agradeceu a presença do público e concedeu ao(à) Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do(a) Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o(a) senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovado.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente

ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Vinicius de Lima Dantas, Professor(a) do Magistério Superior**, em 27/10/2023, às 16:21, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Alan Nilo da Costa, Professor(a) do Magistério Superior**, em 30/10/2023, às 22:21, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Bruno Lopes de Faria, Usuário Externo**, em 05/11/2023, às 18:49, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **4888123** e o código CRC **E35896BD**.

Referência: Processo nº 23117.072857/2023-14

SEI nº 4888123