
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

GABRIELA DEZOTTI OLIVEIRA

**DINÂMICA TEMPORAL DE COMUNIDADES
FRENTE A DISTÚRBIOS OCACIONADOS POR
FOGO**



Rio Claro - SP
2020

GABRIELA DEZOTTI OLIVEIRA

DINÂMICA TEMPORAL DE COMUNIDADES FRENTE A DISTÚRBIOS
OCASIONADOS POR FOGO

Orientador: Prof. Dr. Tadeu de Siqueira Barros

Coorientadora: Profa. Dra. Alessandra Fidelis

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Câmpus de Rio Claro, para obtenção do grau de Bacharela em Ciências Biológicas.

Rio Claro - SP

2020

O48d Oliveira, Gabriela Dezotti
Dinâmica temporal de comunidades frente a distúrbios ocasionados por fogo
/ Gabriela Dezotti Oliveira. -- Rio Claro, 2021
33 f.

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências Biológicas) -
Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro
Orientador: Tadeu de Siqueira Barros
Coorientadora: Alessandra Fidelis

1. Dinâmica de vegetação. 2. Fogo e ecologia. 3. Ecologia dos cerrados. I.
Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, Eliani, exemplo de mulher que me proporcionou tudo o que precisava para conseguir chegar até aqui. Ao meu pai de coração, Airton, que sempre cuidou de mim. Aos meus avós, Cecília e Oswaldo, por todo cuidado e amor que tiveram comigo ao longo dos anos. Aos meus amigos João e Davi que mesmo distantes estiveram presentes sempre que precisei.

Agradeço a família que construí ao longo dos últimos anos, República Gandaia e agregados. Raquel, Lys e Gian, cada um de vocês tem marcou a minha vida de um jeito único. Um enorme agradecimento também aos membros da Atlética da Biologia e do Centro Acadêmico, entidades que participei durante grande parte da graduação. Mariana, Julia, Laura, Leticia, Daniel, Paloma, Débora, obrigada por todo o suporte e companheirismo. A minha turma, CBI016 por todos os momentos compartilhados durante os últimos anos. Em especial à Karina, Amanda e Ana.

À República Makuta e agregados, que sempre estiveram de portas abertas para mim, sendo meu maior refúgio durante a graduação. Em especial aos meus amigos Gabriel, Iago, Gustavo e Fernando, não teria conseguido chegar aqui sem todo o suporte de vocês ao longo desse ano. Além disso, quero agradecer a todos membros da Comissão Organizadora do Interbio que, após quarenta anos, nos ajudaram a realizar o primeiro Interbio em Rio Claro. É um prazer enorme fazer parte do Maior Espetáculo da Terra ao lado de pessoas tão competentes. Pedro, Sílvia, Thamiris, Thaís, Caio, Harri, Erica, vocês tem um espaço especial no meu coração.

Agradeço o suporte no desenvolvimento deste trabalho ao meu orientador, Tadeu e a minha coorientadora, Alessandra. Tadeu, agradeço por toda a dedicação, ética e paciência durante os anos em que temos trabalhado juntos. À Alessandra agradeço por ser um exemplo de pesquisadora para mim e tantas outras mulheres que querem trabalhar com ciência. Tive a imensa oportunidade de trabalhar com dois grandes docentes e pesquisadores que sempre me motivaram e foram extremamente solícitos. Vocês foram muito importantes para o início da minha trajetória.

Por fim, agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela bolsa de iniciação científica e a FAPESP pelo

financiamento do processo nº 2015/06743-0, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP).

RESUMO

Distúrbios podem determinar a montagem de comunidades, promovendo alterações em taxas de mortalidade, nascimento e dispersão de organismos. Tais alterações ocorrem por meio da substituição de algumas espécies e perda de outras. Atividades antrópicas modificam regimes de distúrbio, podendo intensificar a variação de espécies em comunidades. No Cerrado, a presença do fogo foi responsável por moldar as características da vegetação ao longo do tempo. Em fisionomias abertas do Cerrado, regimes específicos de fogo agem como filtros ambientais, selecionando espécies com nichos semelhantes. Dentro deste contexto, esse estudo teve como objetivo a investigação da variação temporal na composição de comunidades vegetais sob diferentes frequências de fogo no Cerrado. Utilizou-se uma base de dados que compreende um experimento controlado com 3 tratamentos: AF (queimas anuais), BF (queimas bienais) e FE (exclusão do fogo). Assim, a composição das comunidades foi comparada entre 2017 e 2019, nos levantamentos realizados durante a estação seca. A diversidade beta entre as comunidades foi estimada através do coeficiente de dissimilaridade de Sørensen e os resultados foram modelados por meio de modelos lineares e análises multivariadas. Os resultados mostram que diferentes frequências de queima causam alterações na composição de comunidades vegetais do Cerrado ao longo do tempo. Essas variações ocorreram em escalas espaciais reduzidas (subparcelas, 1 x 1 m). Enquanto, em metacomunidades (parcelas 30 x 30 m), a composição de espécies entre tratamentos permaneceu semelhante. Além disso, a supressão do fogo promoveu alterações na composição das comunidades, tornando-as diferentes daquelas onde queimadas ocorrem. Com isso, entende-se que comunidades estão adaptadas a ocorrência de fogo recorrente e que a ocorrência de queimadas mantém a composição das comunidades estável.

Palavras-chave: Diversidade beta. Variação temporal. Frequência de fogo. Dinâmica da vegetação.

ABSTRACT

Disturbances can modify the way communities assembly by promoting changes in mortality, birth and dispersion rates. These changes usually occur by the turnover of some species and the loss of others and can be intensified by human activities. In the brazilian tropical savanna, Cerrado, the presence of fire was responsible for shaping vegetation over time. Specific fire regimes act as an environmental filter, selecting species with similar niches. Thus, this study aimed to investigate the temporal variation in the composition of plant communities under different fire frequencies. To do that, an already collected database was used. The database contained information about a controlled experiment with 3 treatments: AF (burned annually), BF (burned biennially) and FE (fire exclusion). The composition of the communities was compared between 2017 and 2019, based on information collected during the dry season. Beta diversity between communities was estimated using the Sørensen dissimilarity coefficient and the results were modeled using multivariate analysis. The results show that different fire frequencies cause changes in the composition plant communities over time. Variations occurred on reduced spatial scales (subplots, 1 x 1 m). While, in metacommunities (30 x 30 m plots), species composition between treatments remained similar. In addition, suppression of fire promoted changes in communities composition, making them different from those where fire occurs. Thus, communities are adapted to the occurrence of fire and that fires regimes keeps the composition of the communities stable.

Key-words: Beta diversity. Fire frequency. Vegetation dynamics. Temporal variation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	6
2. MATERIAL E MÉTODOS	11
Área de Estudo	11
2.1 Delineamento amostral	12
2.2 Análise dos Dados	12
3. RESULTADOS	14
4. DISCUSSÃO.....	18
5. CONCLUSÃO	22
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23
APÊNDICE 1 - Lista de famílias e espécies registradas nos tratamentos.....	28

1 INTRODUÇÃO

Distúrbios podem determinar a montagem de comunidades vegetais, promovendo alterações na composição de espécies presentes e na interação entre indivíduos (DORNELAS, 2010). A intensificação de atividades antrópicas tem gerado modificações em regimes de distúrbio, alterando a dinâmica natural de comunidades de formas ainda pouco conhecidas (SOLAR *et al.*, 2016). Sabe-se, porém, que mudanças ambientais estão acontecendo a uma taxa acelerada e que estas podem, ao longo do tempo, ocasionar homogeneização de ecossistemas e alterações nos padrões de biodiversidade (DORNELAS *et al.*, 2019; MARTÍNEZ-RAMOS *et al.*, 2016). Para compreender como essas mudanças afetam a dinâmica temporal de comunidades e prever como a biodiversidade responderá futuramente, estudos utilizando métricas de biodiversidade são essenciais (MAGURRAN; DORNELAS, 2010).

A intensificação de atividades antrópicas consideradas prejudiciais à biodiversidade tem motivado estudos com enfoque em quantificar e entender predominantemente a perda da biodiversidade. Entretanto, mais recentemente, estudos apontam para a necessidade de se entender como a biodiversidade muda e não somente a sua perda (MAGURRAN; DORNELAS, 2010). Também se faz necessário entender como comunidades e ecossistemas respondem aos distúrbios que caracterizam o Antropoceno, como mudanças climáticas, introdução de espécies exóticas, perda de habitat e poluição (DORNELAS *et al.*, 2019). Isso é sugerido, pois, em escala global, comunidades estão passando por transformações em sua composição (diversidade beta), enquanto o número de espécies por comunidade, em média, parece permanecer relativamente pouco alterado (DORNELAS *et al.*, 2019).

A variação na composição de espécies em uma comunidade pode acontecer de duas maneiras principais: aninhamento (nestedness) e troca de espécies (turnover) (BASELGA, 2010). O aninhamento é resultante de alterações que geram perda de espécies em comunidades. Nestas, a montagem se dá por meio de agrupamentos com menor número de espécies do que o encontrado em áreas que concentram maior riqueza de indivíduos (ULRICH; ALMEIDA-NETO; GOTELLI, 2009). Desta forma comunidades aninhadas são consideradas subconjuntos menos diversos de comunidades mais

diversas. Já na variação promovida por meio da troca de espécies, ocorrem mudanças na identidade de espécies presentes. Esse processo ocorre sem necessária alteração na riqueza de espécies de uma área (QIAN; RICKLEFS; WHITE, 2005). Em comunidades, tais fenômenos são responsáveis por explicar, de forma isolada ou combinada, os padrões de organização dos organismos, já que a troca de algumas espécies e a perda de outras são processos motores na montagem de comunidades (BASELGA, 2010). Como a ocorrência de distúrbios pode ser responsável por reorganizar a estrutura de comunidades (GRIME, 2002), investigar como os processos característicos do Antropoceno tem afetado tais componentes é importante para compreender como ocorre a variação na composição de comunidades ao longo do tempo.

De modo geral, os efeitos de distúrbios locais nos padrões espaciais de biodiversidade já são relativamente bem conhecidos (DORNELAS, 2010). Sabe-se, por exemplo, que a intensificação da agricultura e da pecuária é responsável por tornar as comunidades mais espacialmente homogêneas entre si quando comparadas a comunidades em áreas florestadas (SIQUEIRA; LACERDA; SAITO, 2015). Sabe-se, também, que em comunidades savânicas tropicais, distúrbios induzidos podem gerar transformações mais severas na montagem de uma comunidade, comprometendo sua capacidade de recuperação (BUISSON *et al.*, 2019). Em fisionomias abertas de savana, essas alterações podem ser tão severas a ponto de transformá-las em regiões com aspectos de fisionomias florestais, principalmente onde existe supressão do regime de fogo (ABREU *et al.*, 2017).

O fogo é considerado um distúrbio de forte efeito sobre a dinâmica de ecossistemas savânicos (BOND; VAN WILGEN, 1996). No Cerrado, savana tropical brasileira, o fogo está presente há milhares de anos, tendo se tornado um processo que age na evolução da biota da região (SIMON *et al.*, 2009). Desta forma, fitofisionomias características do Cerrado (e.g. campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto*) são consideradas dependentes de sua ocorrência (PIVELLO, 2011). Porém, para entender quais são seus efeitos sobre a biodiversidade e a estruturação dessas regiões, faz-se necessária a distinção de suas duas formas: o regime natural e o regime antropogênico (RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000). Além da diferenciação existente entre a forma como cada processo é iniciado, um conjunto de características determinantes como a época

das queimadas e os intervalos de recorrência entre cada evento podem interferir na organização de fisionomias savânicas do Cerrado (PIVELLO, 2011).

Para ser considerado um distúrbio natural, o regime de fogo no Cerrado deve ser ocasionado por meios naturais. Neste caso, a única causa comprovada de fogo natural são descargas elétricas atmosféricas (RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000). Sem a presença destas não existe a possibilidade de fogo no Cerrado. Logo, queimadas naturais ocorrem majoritariamente no período de transição entre estações (seca e chuvosa) ou na estação chuvosa (FIEDLER; MERLO; DE MEDEIROS, 2003; RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000). Mesmo a estação seca sendo considerada a época mais propícia para a propagação de queimadas (RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000), não há comprovação de que, nesse período, existam iniciadores naturais em áreas de savana; considera-se, portanto, que estas estão associadas à atividade humana (VAN WILGEN *et al.*, 2004). Atualmente, sabe-se que o ser humano é o maior agente causador de incêndios em vegetação e que sua frequência é mais elevada do que àquela encontrada em incêndios naturais (SILVA, 1999). Por outro lado, ao longo dos anos, diversas áreas do Cerrado foram expostas a supressão do regime de fogo, processo que favorece o estabelecimento de espécies lenhosas nas comunidades (ROSAN *et al.*, 2019). Logo, modificações no regime do fogo e ações inadequadas nos processos de queima são responsáveis por gerar perda na diversidade de comunidades vegetais de áreas de Cerrado (DURIGAN; RATTER, 2016).

Nas fisionomias savânicas mais características do Cerrado, onde a presença do fogo é mais recorrente (PIVELLO, 2011), queimadas beneficiam o componente herbáceo-arbustivo (RIBEIRO; WALTER, 1998). Nesses ambientes, a composição das comunidades é majoritariamente formada por gramíneas e ciperáceas, organismos que favorecem a ocorrência de incêndios de superfície que raramente atingem a região de copa (KAUFFMAN *et al.*, 1995). Quando ocorre a supressão do fogo, a biomassa proveniente do estrato herbáceo-arbustivo aumenta (RODRIGUES; FIDELIS, submetido). Com isso, há maior probabilidade de ocorrência de incêndios de maior intensidade, eventos que podem gerar consequências negativas para o ambiente (FIDELIS *et al.*, 2018). Por outro lado, a ocorrência de queimadas em alta frequência também pode ser prejudicial a composição de gramíneas e herbáceas, já que comunidades passam a ser dominadas por um pequeno grupo de organismos tolerantes

a ocorrência do fogo (PIVELLO; COUTINHO, 1996). Logo, o uso de frequências adequadas de fogo como ferramenta de manejo é essencial para evitar a descaracterização de comunidades savânicas (GOVENDER; TROLLOPE; VAN WILGEN, 2006)

A descaracterização de diferentes fitofisionomias abertas do Cerrado foi evidenciada em áreas submetidas a alterações no regime de fogo (ABREU et al., 2017). Sabe-se que tanto frequências altas de fogo quanto a supressão do regime natural podem ter efeitos negativos na vegetação (ABREU et al., 2017; SETTERFIELD *et al.*, 2010). Sendo assim, pode-se considerar que as espécies e o sistema não são simplesmente adaptados ao fogo, mas sim, a um determinado regime de fogo (FIDELIS; PIVELLO, 2011). Observa-se, entretanto, que não existe um consenso acerca da frequência ideal capaz de manter as características e a diversidade da vegetação nas diferentes faces do Cerrado (MELO; SAITO, 2011). Atualmente, estudos têm indicado os regimes mistos como estratégia de manejo mais eficiente, principalmente em unidades de conservação (FIDELIS; PIVELLO, 2011). Os regimes mistos consistem na combinação entre queimadas naturais e queimadas prescritas. Segundo Da Silva & Batalha (2008), regimes que combinam diferentes frequências e intensidades podem gerar resultados mais efetivos na conservação da heterogeneidade vegetacional de uma comunidade. Isso ocorre pois em regiões com alta frequência de fogo, sua ação como filtro ambiental, acaba favorecendo espécies com requisitos semelhantes. Nestes casos, o fogo é responsável por remover competidores e, com isso, permitir o estabelecimento de indivíduos tolerantes a sua passagem. Por outro lado, em áreas expostas a frequências intermediárias, outros organismos não tolerantes a incêndios anuais, podem ser favorecidos pela remoção da biomassa (HOFFMANN, 2002).

Ainda se conhece pouco acerca dos efeitos de diferentes regimes de fogo sobre a composição de comunidades vegetais em escalas temporais mais longas, tais como anos e décadas (OLIVERAS *et al.*, 2013). Assim, o presente estudo teve como foco a análise de dados que foram coletados entre 2017 e 2019 para entender a diversidade beta temporal em comunidades vegetais que sofreram distúrbios, mais especificamente aquelas onde aconteceram distúrbios provocados por queimadas programadas. Desta forma, meu objetivo principal foi compreender como distúrbios relacionados à frequência

de fogo podem, ao longo de poucos anos, alterar a diversidade beta de comunidades vegetais. Para isso, quantifiquei como a composição de comunidades variou ao longo do tempo (diversidade beta temporal) e no tempo e no espaço (diversidade beta espaço-temporal). Como comunidades de campo sujo de Cerrado devem ser mais resilientes ao fogo, apresentando espécies com adaptações para sobrevivência às queimadas (COUTINHO, 1990), era esperado que o único componente responsável por alterar a diversidade beta temporal fosse a frequência de ocorrência das queimadas. Com isso, parcelas com queimadas anuais ou bienais deveriam apresentar maior componente de aninhamento àquelas com exclusão de queima, que deveriam apresentar maior variação na composição das espécies presentes. Além disso, era esperado que algumas espécies estivessem presentes apenas nas comunidades queimadas, devido às suas adaptações ao fogo (DA SILVA; BATALHA, 2008).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O experimento que resultou nos dados analisados neste estudo foi realizado na Reserva Natural Serra do Tombador (RNST), área localizada no município de Cavalcante (Goiás, 47° 44' e 47° 53' W a 13° 35' e 13° 43' S). A região corresponde a uma Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) administrada pela Fundação Grupo Boticário. A RNST, criada em 8 de maio de 2009, possui, atualmente, 8.730,46 ha. Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, o clima predominante na região é o tropical de savana, com estação seca de inverno e úmida no verão. Durante o ano, a precipitação oscila entre 1.500 e 1.750 mm, sendo o período chuvoso bem marcado entre os meses de novembro e março (FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA, 2011). As temperaturas máximas da região variam entre 32°C e 36°C, enquanto as temperaturas mínimas situam-se entre 8°C e 14°C (IBGE, 1995, *apud* FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA, 2011). Na RNST são encontrados majoritariamente solos pedregosos (litólicos rasos), considerados suscetíveis à erosão e com espessura inferior à 20 cm. Além disso, os solos foram classificados como extremamente ácidos com pH sempre inferior a 5,5 podendo chegar a pH 3,4. Na extensão da RNST são encontradas vegetações típicas de Cerrado, composto por campo limpo, campo sujo, campo rupestre e o cerrado *sensu stricto* (FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA, 2011). Os dados utilizados neste estudo são referentes a áreas de campo sujo. O campo sujo é caracterizado por apresentar estrato herbáceo-arbustivo contínuo e rico em espécies, com os indivíduos arbustivos e subarbustivos espaçados (RIBEIRO; WALTER, 1998). O estrato herbáceo é formado por gramíneas C4 e uma rica flora de espécies herbáceas (RODRIGUES; FIDELIS, submetido), representadas, geralmente, pela grande abundância de indivíduos das família Poaceae e Cyperaceae (RIBEIRO; WALTER, 1998).

2.2 Delineamento amostral

Utilizei uma base de dados já coletada que inclui informações sobre comunidades vegetais em áreas de campo sujo sob efeito do fogo na Reserva Natural Serra do Tombador (RNST). A base corresponde a um experimento, estabelecido em 2013, que manipulou diferentes frequências de queima em parcelas experimentais: 1) AF - queimas anuais: feitas em julho; 2) BF - queimas bienais - feitas em julho e 3) FE - exclusão do fogo, desde 2011. Cada um dos tratamentos possuía quatro réplicas, exceto na exclusão do fogo, que perdeu uma das parcelas experimentais devido a um incêndio acidental.

Todas as parcelas experimentais utilizadas no estudo possuíam 30 x 30 m. Para amostragem das comunidades vegetais foram estabelecidas aleatoriamente, dentro de cada parcela, 10 subparcelas de 1 x 1 m, sorteadas em um grid. Anualmente foram realizados dois levantamentos das comunidades, um na estação seca e outro na estação chuvosa. Nestes levantamentos, todos os indivíduos com <1m de altura presentes nas parcelas foram amostrados. Para cada parcela a cobertura (%) foi estimada para herbáceas, graminóides (Poaceae e Cyperaceae) e arbustos, além do solo nu e biomassa morta (serapilheira + biomassa morta em pé). Devido à necessidade de padronização na identidade taxonômica de indivíduos, utilizamos, em nossa análise, apenas os dados coletados entre Julho/2017 e Agosto/2019.

2.3 Análise dos Dados

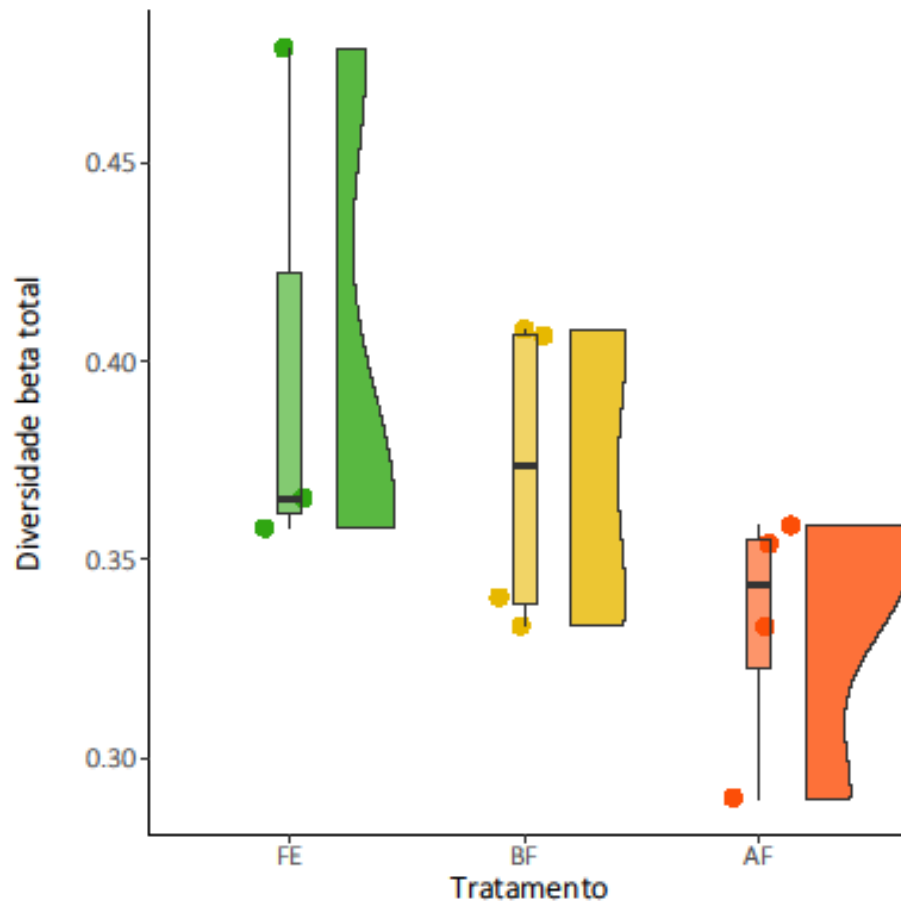
A comparação da composição das comunidades foi realizada a partir dos levantamentos realizados na estação seca, correspondentes a época imediatamente anterior aos eventos de fogo controlado. Primeiro, investiguei a variação temporal das 11 parcelas de 30 x 30 m, comparando a composição inicial (2017) e a final (2019). Essa estimativa é referida como diversidade beta temporal. A estimativa foi realizada por meio do coeficiente de dissimilaridade de Sorensen, que permitiu a separação e a comparação dos componentes da diversidade beta total (aninhamento e troca de espécies, BASELGA, 2010). Este procedimento gerou um valor para cada componente, para cada uma das 11 parcelas. Estes valores foram modelados utilizando os tratamentos como variáveis explanatórias (queima anual, bienal e exclusão do fogo) através de um modelo linear generalizado (GLM, família gamma).

Numa segunda análise, também utilizando os levantamentos da estação seca, a variação na composição de espécies entre as subparcelas (de 1 x 1 m) foi estimada dentro de cada tratamento ao longo do tempo. Essa medida é referenciada como diversidade beta espaço-temporal; ou seja, como a variação espacial entre subparcelas variou no tempo. Nesta análise o coeficiente de dissimilaridade de Sorensen também foi utilizado. Para testar se a diversidade beta espaço-temporal era resultante da interação entre os tratamentos (anual, bienal e exclusão do fogo) e os anos da análise, também utilizei um GLM gamma. Por fim, o teste de Tukey foi utilizado para comparar, par-a-par, os tratamentos e anos de análise. Todas as análises foram realizadas através do programa R (R CORE TEAM, 2020) com os pacotes: *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2019), *ggplot2* (WICKHAM, 2016), *tidyr* (WICKHAM; HENRY, 2020), *dplyr* (WICKHAM *et al.*, 2020) e *stats* (R CORE TEAM, 2020).

3 RESULTADOS

Ao longo dos três levantamentos analisados, foram registradas 128 espécies, distribuídas em 91 gêneros e 38 famílias botânicas. No ano de 2017 foram registradas 84 espécies (AF = 65; BF = 64; FE = 66). Já em 2018, o número de espécies aumentou, chegando a 114 espécies (AF = 87; BF = 92; FE = 77). No último ano analisado, 2019, houve diminuição no número total, sendo registradas 103 espécies (AF = 88; BF = 79; FE = 77, Apêndice 1). Com base na porcentagem de cobertura nas parcelas, as espécies mais representativas entre os três tratamentos foram: *Mesosetum ferrugineum* (Poaceae), *Bauhinia dumosa* (Fabaceae), *Oncorachis ramosa* (Poaceae), *Aristida setifolia* (Poaceae) e *Mimosa pteridifolia* (Fabaceae).

A análise da diversidade beta temporal baseada nas composições inicial e final das comunidades (parcelas 30 x 30 m) durante a estação seca indicou ausência de efeito dos diferentes tratamentos ($p = 0,22$; $F = 1,837$). A mediana dos índices de diversidade beta total não variou entre os tratamentos (AF = $0,344 \pm 0,03$; BF = $0,374 \pm 0,04$ e FE = $0,365 \pm 0,06$, mediana \pm DP - Figura 1). As parcelas submetidas às queimas anuais foram as que apresentaram menor variação entre si (Figura 1). Por outro lado, nos outros tratamentos, podemos ver uma maior variação entre as parcelas.



Fonte: Elaborado pela autora

FIGURA 1: Variação temporal da composição das comunidades (Diversidade Beta Total) por tratamento (FE: exclusão do fogo; AF: fogo anual e BF: fogo bienal) e no tempo baseada em uma matriz de dissimilaridade que utilizou o coeficiente de Sørensen. Os valores representam uma comparação entre a composição dos levantamentos realizados no tempo inicial (2017) e final (2019). Cada ponto representa o valor encontrado individualmente nas parcelas.

A análise da diversidade beta espaço-temporal não indicou uma variação significativa da interação entre os tratamentos e o ano dos levantamentos ($p = 0,568$). Com a simplificação do modelo, a análise indicou variação significativa entre tratamentos ($p < 0,001$; $t = 128,849$). O teste de Tukey indicou que a diferença está presente entre os tratamentos com queima (anual e bienal) e o de exclusão do fogo. A diferença foi a maior entre as comunidades sem fogo e àquelas que queimam bienalmente.

Enquanto isso, a diferença foi menor entre comunidades que queimam anualmente e àquelas com exclusão de fogo (Tabela 1). O valor médio de diversidade beta encontrado na análise espaço-temporal teve leve variação ao longo do anos, com os valores das parcelas com exclusão do fogo sempre com média superior àquelas queimadas anualmente e bianualmente (Tabela 2).

TABELA 1: Teste de Tukey para a interação entre os tratamentos de queima utilizados ao nível de 5% de probabilidade. Valores com (*) representam valor de p abaixo do limite de significância. Siglas: FE, exclusão do fogo; AF, fogo anual e BF, fogo bienal.

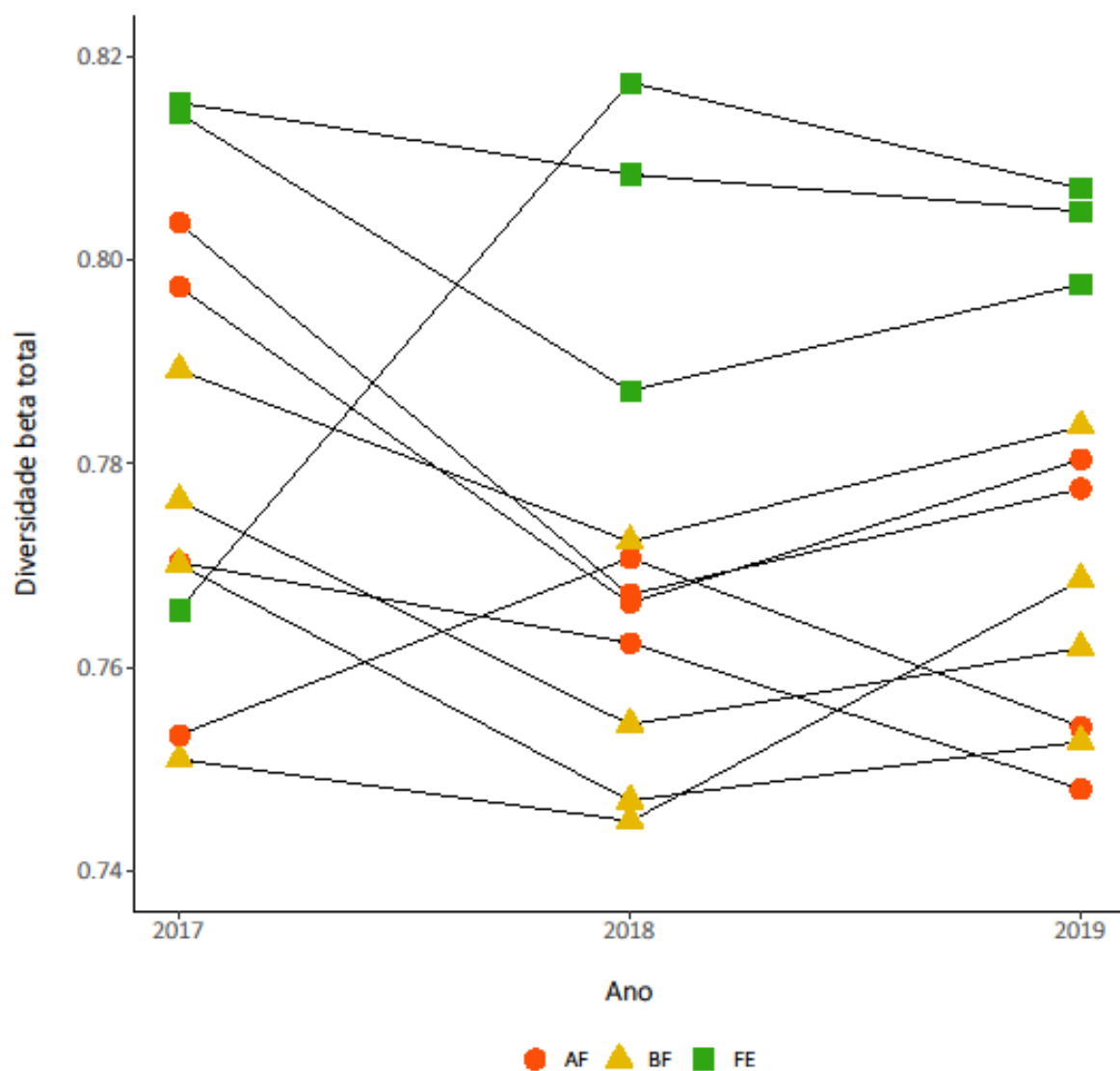
Tratamentos	Diferença	Limite inferior	Limite superior	p
BF-AF	-0,006	-0,023	0,009	0,576
FE-AF	0,031	0,014	0,048	0,0003*
FE-BF	0,038	-0,020	0,055	0,00003*

Fonte: Elaborado pela autora

TABELA 2: Valor médio e desvio padrão para a análise de diversidade beta espaço-temporal entre as subparcelas por tratamento por ano. Siglas: FE, exclusão do fogo; AF, fogo anual e BF, fogo bienal.

Tratamentos	Ano		
	2017	2018	2019
AF	0.781±0,02	0.766±0,003	0.765±0,02
BF	0.772±0,01	0.754±0,01	0.767±0,01
FE	0.798±0,03	0.804±0,01	0.803±0,004

Fonte: Elaborado pela autora



Fonte: Elaborado pela autora

FIGURA 2: Variação espaço-temporal baseada na composição das subparcelas ao longo dos anos de levantamento, entre 2017 e 2019 na estação seca nos diferentes tratamentos (FE, exclusão do fogo; AF, fogo anual e BF, fogo bienal.). Os dados foram obtidos a partir de uma matriz de dissimilaridade que utilizou o coeficiente de Sørensen.

4 DISCUSSÃO

Modificações na composição de comunidades são respostas esperadas quando regimes de distúrbios são alterados (MAGURRAN; DORNELAS, 2010). A ocorrência do fogo é um distúrbio historicamente ligado aos ecossistemas abertos que, ao longo do tempo, se tornaram dependentes da presença de eventos de queima (BUISSON *et al.*, 2019). No Cerrado, a alteração do regime de fogo, muitas vezes através de sua supressão, foi responsável por descaracterizar gradualmente comunidades vegetais (ABREU *et al.*, 2017). Comunidades descaracterizadas sofrem mudanças no estado da vegetação, podendo passar de fisionomias abertas para fisionomias com aspectos florestais. Neste sentido, a hipótese inicial deste estudo era de que a presença do fogo, em diferentes frequências de queima, seria o fator responsável por ocasionar mudanças na variação da composição entre as comunidades.

Os resultados obtidos corroboram com a hipótese inicial, já que a supressão do fogo nas parcelas tornou-as diferentes daquelas onde o fogo ocorreu. Entretanto, tal variação foi evidenciada apenas nas comunidades (subparcelas, 1 x 1 m), enquanto as metacomunidades (parcelas 30 x 30 m) permaneceram com médias de diversidade beta muito semelhantes. Entende-se, assim, que a variação promovida pelas diferentes frequências de queima ocorre em escalas espaciais menores. Este resultado pode estar relacionado ao papel do fogo como filtro ambiental e meio de reorganização na montagem das comunidades. A ocorrência e os efeitos de um evento de queima dependem, junto às características do fogo, da quantidade de biomassa acumulada no ambiente (GOVENDER; TROLLOPE; VAN WILGEN, 2006). Sem a presença do fogo ou com maiores intervalos entre queimadas, maior quantidade de biomassa é acumulada (FIDELIS; LYRA; PIVELLO, 2013). A medida em que mais biomassa é acumulada nas comunidades, menor é a capacidade destas em recrutar novos indivíduos (RODRIGUES; FIDELIS, submetido). Com isso, nas comunidades onde o fogo é suprimido, o estrato vegetal tende a ser dominado por uma pequena quantidade de espécies (OVERBECK *et al.*, 2005). Por outro lado, nas parcelas onde o fogo continua recorrente, a dinâmica do ambiente continua favorável para o estabelecimento de indivíduos característicos de fisionomias abertas, mantendo a diversidade do sistema (OVERBECK *et al.*, 2005).

Os valores de diversidade beta espaço-temporal (entre subparcelas, 1 x 1 m) encontrados nas parcelas sob efeito da supressão de fogo foram superiores àqueles presentes nas comunidades com presença de fogo (anual e bienal). Deve-se considerar, entretanto, que índices de diversidade beta representam uma medida relativa. Apesar de as comunidades sem fogo serem mais diferentes entre si do que àquelas que queimam, isso não necessariamente representa um efeito benéfico para a dinâmica do ambiente. Evolutivamente, em savanas, a interação entre fogo e vegetação criou uma dinâmica natural responsável por selecionar indivíduos com nichos semelhantes (SIMON *et al.*, 2009). O fogo, nestes ambientes, é um filtro ambiental que favorece espécies que apresentem características adaptadas à sua ocorrência (DA SILVA; BATALHA, 2008). Desta forma, quando o fogo é suprimido das parcelas, a dinâmica natural do ambiente também é. Além do aumento de biomassa total no ambiente, longos períodos sem ocorrência de queimadas também diminuem a presença de indivíduos resistentes ao fogo (RODRIGUES; FIDELIS, submetido) e causam o aumento na entrada de organismos lenhosos ao sistema (RODRIGUES; FIDELIS, submetido). Desta forma, o desaparecimento de algumas espécies (SAADE *et al.*, 2020) e a entrada de outras promove um aumento na diversidade beta, tornando comunidades mais diferentes entre si ao longo do tempo. Apesar de as comunidades ficarem mais heterogêneas, tanto a entrada de lenhosas quando o desaparecimento de organismos resistentes ao fogo estão diretamente relacionados à descaracterização de fisionomias savânicas (ABREU *et al.*, 2017). Com isso, entende-se que, mesmo em escalas temporais curtas, a supressão do fogo seria prejudicial à composição de áreas de campo sujo de Cerrado.

Entre metacomunidades (parcelas 30 x 30 m) não houve variação significativa da composição ao longo do tempo. A aparente estabilidade na composição das metacomunidades pode ser resultante dos efeitos gerados por fenômenos de manutenção natural promovidos entre os organismos. Os processos compensatórios naturais buscam manter a estabilidade de comunidades ao absorver ou neutralizar as possíveis consequências negativas de um distúrbio (CONNELL; GHEDINI, 2015). Um dos processos conhecidos como forma de compensação é o balanceamento na densidade de organismos presentes para manter a biomassa da comunidade estável (ERNEST; BROWN, 2001). Além disso, pode-se encontrar substituições na identidade

de organismos por outros que possuam o mesmo papel funcional dentro do ambiente, processo conhecido como redundância funcional (MCNAUGHTON, 1977). Como a supressão do fogo altera o regime de distúrbio natural do ambiente, parcelas sem queimadas podem, ao longo do tempo e do espaço, passar por um balanceamento natural. Desta forma, a variação na composição encontrada em escalas espaciais menores pode ser neutralizada a medida em que o gradiente espacial aumenta, mantendo o pool de espécies regional estável. Ideia também exposta no modelo de carrossel proposto por Maarel & Sykes (1993), onde a instabilidade de ecossistemas abertos em escalas espaciais menores leva à estabilidade do pool regional de espécies. Esse balanceamento ocorre através da flutuação aleatória de organismos entre subconjuntos da área total. A medida em que o gradiente espaço-temporal aumenta, a probabilidade de espécies do pool regional serem compartilhadas entre comunidades também aumenta. Com isso, a variação entre os tratamentos seria balanceada, já que a perda de alguns indivíduos em determinados subconjuntos não necessariamente ocasionaria o desaparecimento da espécie do gradiente espacial total do ambiente.

No período analisado neste estudo, as comunidades expostas a queimadas anuais ou bienais não apresentaram variação significativa entre suas composições. Além disso, os índices de diversidade beta total dessas comunidades oscilaram ao longo dos anos. Em ambientes savânicos, cada evento de queima pode promover uma nova montagem de comunidades, permitindo que diferentes espécies se estabeleçam por onde o fogo ocorre (VAN WILGEN *et al.*, 2003). Além disso, o aumento do intervalo de tempo entre as queimadas também promove o aumento da quantidade de biomassa disponível, alterando as propriedades naturais do fogo (RODRIGUES; ZIRONDI; FIDELIS, 2021). Isso permite que, após cada evento de queima, diferentes espécies, com características funcionais semelhantes, adentrem nas comunidades (LOIOLA *et al.*, 2010). Como as parcelas expostas a queimadas anuais ou bienais estão submetidas à ocorrência de queimadas, o fogo continua a exercer o papel de filtro sobre as comunidades. Entretanto, com um maior intervalo da ocorrência de fogo entre anual e bienal, diferentes espécies podem ser selecionadas. Com isso, regiões submetidas a regimes mistos de queima manteriam a heterogeneidade da vegetação.

Assim, de acordo com este estudo, pode-se concluir que a ocorrência de diferentes frequências de ocorrência de fogo alteraram a diversidade beta de comunidades vegetais do Cerrado. Mais especificamente, a supressão do fogo tornou as comunidades mais heterogêneas entre si em escala espacial reduzida. Fato provavelmente relacionado à perda de gramíneas e herbáceas e diminuição no recrutamento de novas espécies, gerando áreas dominadas por poucas espécies (RODRIGUES; FIDELIS, submetido). Entretanto, deve-se ressaltar que este estudo ainda foi baseado em um curto intervalo de tempo para dinâmicas ecológicas. Para que possamos entender se existe maior eficiência na aplicação de frequências anuais ou bienais, estudos com escalas temporais mais amplas devem ser realizados. Com isso, entendemos que a supressão do fogo pode ocasionar perdas permanentes ao estrato herbáceo-arbustivo, já que segundo Abreu *et al.* (2017), ecossistemas abertos que foram, ao longo do tempo, descaracterizados podem não ser capazes de se regenerar naturalmente.

5 CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou que diferentes frequências de queima causam alterações na composição de comunidades vegetais do Cerrado ao longo do tempo. Essas mudanças se manifestam majoritariamente em escalas espaciais reduzidas, de forma que, com o aumento da escala espacial, comunidades tendem a apresentar espécies de um mesmo pool regional. Além disso, a ocorrência de queimadas controladas não foi prejudicial à heterogeneidade taxonômica entre comunidades, o que suporta a ideia de sua utilização como ferramenta de manejo para conservação do Cerrado. Ambos os tratamentos de queima controlada mantiveram a heterogeneidade relativamente estável na composição das comunidades. Entretanto, deve-se considerar o curto período analisado. Desta forma, para entender qual frequência de queima é a mais indicada para esses ambientes, é essencial o estudo da variação na composição das comunidades em escalas temporais mais longas. Além disso, é importante que a comparação das composições entre as estações seca e chuvosa seja realizada, já que a sazonalidade é uma característica marcante para a vegetação de savanas. Por fim, novos estudos, feitos com métricas de dissimilaridade quantitativas podem ainda evidenciar a mudança de hierarquia de vegetação apontada por Rodrigues e Fidelis (submetido).

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, Rodolfo C. R.; HOFFMANN, William A.; VASCONCELOS, Heraldo L.; PILON, Natashi A.; ROSSATTO, Davi R.; DURIGAN, Giselda. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. **Science Advances**, [S. l.], v. 3, n. 8, p. 1–8, 2017. DOI: 10.1126/sciadv.1701284.
- BASELGA, Andrés. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, [S. l.], v. 19, n. 1, p. 134–143, 2010. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x.
- BOND, William J.; VAN WILGEN, Brian W. **Fire and Plants**. 1. ed. Londres: Chapman & Hall, 1996.
- BUISSON, Elise et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, [S. l.], v. 94, n. 2, p. 590–609, 2019. DOI: 10.1111/brv.12470.
- CONNELL, Sean D.; GHEDINI, Giulia. Resisting regime-shifts: The stabilising effect of compensatory processes. **Trends in Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 30, n. 9, p. 513–515, 2015. DOI: 10.1016/j.tree.2015.06.014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.014>.
- COUTINHO, L. M. Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado. *In*: **Fire in the Tropical Biota**. Berlin: Springer International Publishing, 1990. p. 82–105.
- DA SILVA, Danilo Muniz; BATALHA, Marco Antônio. Soil-vegetation relationships in cerrados under different fire frequencies. **Plant and Soil**, [S. l.], v. 311, n. 1–2, p. 87–96, 2008. DOI: 10.1007/s11104-008-9660-y.
- DORNELAS, Maria. Disturbance and change in biodiversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S. l.], v. 365, n. 1558, p. 3719–3727, 2010. DOI: 10.1098/rstb.2010.0295.
- DORNELAS, Maria; GOTELLI, Nicholas J.; SHIMADZU, Hideyasu; MOYES, Faye; MAGURRAN, Anne E.; MCGILL, Brian J. A balance of winners and losers in the Anthropocene. **Ecology Letters**, [S. l.], v. 22, n. 5, p. 847–854, 2019. DOI: 10.1111/ele.13242.
- DURIGAN, Giselda; RATTER, James A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, [S. l.], v. 53, n. 1, p. 11–15, 2016. DOI: 10.1111/1365-2664.12559.
- ERNEST, S. K. M.; BROWN, J. H. Homeostasis and compensation: The role of species and resources in ecosystem stability. **Ecology**, [S. l.], v. 82, n. 8, p. 2118–2132, 2001. DOI: 10.2307/2680220.
- FIDELIS, Alessandra; ALVARADO, Swanni; BARRADAS, Ana; PIVELLO, Vânia. The

Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. **Fire**, [S. l.], v. 1, n. 3, p. 49, 2018. DOI: 10.3390/fire1030049.

FIDELIS, Alessandra; LYRA, Maria Fernanda di Santi; PIVELLO, Vânia Regina. Above- and below-ground biomass and carbon dynamics in Brazilian Cerrado wet grasslands. **Journal of Vegetation Science**, [S. l.], v. 24, n. 2, p. 356–364, 2013. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2012.01465.x.

FIDELIS, Alessandra; PIVELLO, VR. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira**, [S. l.], v. 1, n. 2, p. 12–25, 2011. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/view/102>.

FIEDLER, Nilton César; MERLO, Daniela Araújo; DE MEDEIROS, Marcelo Brillhante. Ocorrência de Incêndios Florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. **Ciência Florestal**, [S. l.], v. 16, n. 2, p. 153–161, 2003. DOI: 10.16309/j.cnki.issn.1007-1776.2003.03.004.

FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA. **PLANO DE MANEJO DA RESERVA NATURAL SERRA DO TOMBADOR, CAVALCANTE – GOIÁS** Curitiba, 2011. Disponível em: http://www.fundacaogrupoboticario.org.br/pt/Biblioteca/pmt_plano_manejo_TOMBADOR.pdf.

GOVENDER, Navashni; TROLLOPE, Winston S. W.; VAN WILGEN, Brian W. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. **Journal of Applied Ecology**, [S. l.], v. 43, n. 4, p. 748–758, 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01184.x.

GRIME, John Philip. **Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties**. 2. ed. [s.l.] : Wiley-Blackwell, 2002.

HOFFMANN, William A. Direct and indirect effects of fire on radial growth of cerrado savanna trees. **Journal of Tropical Ecology**, [S. l.], v. 18, n. 1, p. 137–142, 2002. DOI: 10.1017/S0266467402002080.

KAUFFMAN, J. Boone; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E.; BABBITT, R. Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. **Oecologia**, [S. l.], v. 104, n. 4, p. 397–408, 1995. DOI: 10.1007/BF00341336.

LOIOLA, Priscilla de Paula; CIANCIARUSO, Marcus Vinicius; SILVA, Igor Aurélio; BATALHA, Marco Antônio. Functional diversity of herbaceous species under different fire frequencies in Brazilian savannas. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, [S. l.], v. 205, n. 10, p. 674–681, 2010. DOI: 10.1016/j.flora.2010.04.006.

MAAREL, Eddy; SYKES, Martin T. Small-scale plant species turnover in a limestone grassland: the carousel model and some comments on the niche concept. **Journal of**

Vegetation Science, [S. l.], v. 4, n. 2, p. 179–188, 1993. DOI: 10.2307/3236103.

MAGURRAN, Anne E.; DORNELAS, Maria. Biological diversity in a changing world. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S. l.], v. 365, n. 1558, p. 3593–3597, 2010. DOI: 10.1098/rstb.2010.0296.

MARTÍNEZ-RAMOS, Miguel; ORTIZ-RODRÍGUEZ, Iván A.; PIÑERO, Daniel; DIRZO, Rodolfo; SARUKHÁN, José. Anthropogenic disturbances jeopardize biodiversity conservation within tropical rainforest reserves. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [S. l.], v. 113, n. 19, p. 5323–5328, 2016. DOI: 10.1073/pnas.1602893113.

MCNAUGHTON, S. J. Diversity And Stability Of Ecological Communities: A Comment On The Role Of Empiricism In Ecology. **The American Naturalist**, [S. l.], v. 111, n. 979, p. 515–525, 1977.

MELO, Mônica Martins De; SAITO, Carlos Hiroo. Regime de Queima das Caçadas com Uso do Fogo Realizadas pelos Xavante no Cerrado. **Biodiversidade Brasileira**, [S. l.], v. 1, n. 2, p. 97–109, 2011.

OKSANEN, Jari et al. **vegan: Community Ecology Package**, 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=vegan>.

OLIVERAS, Immaculada; MEIRELLES, Sergio T.; HIRAKURI, Valter L.; FREITAS, Cenira R.; MIRANDA, Heloisa S.; PIVELLO, Vânia R. Effects of fire regimes on herbaceous biomass and nutrient dynamics in the Brazilian savanna. **International Journal of Wildland Fire**, [S. l.], v. 22, n. 3, p. 368–380, 2013. DOI: 10.1071/WF10136.

OVERBECK, Gerhard Ernst; MÜLLER, Sandra Cristina; PILLAR, Valério DePatta; PFADENHAUER, Jörg. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. **Journal of Vegetation Science**, [S. l.], v. 16, n. 6, p. 655–664, 2005. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2005.tb02408.x.

PIVELLO, Vânia R. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. **Fire Ecology**, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 24–39, 2011. DOI: 10.4996/fireecology.0701024.

PIVELLO, Vânia Regina; COUTINHO, Leopoldo Magno. A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 87, n. 1–3, p. 127–138, 1996. DOI: 10.1016/S0378-1127(96)03829-7.

QIAN, Hong; RICKLEFS, Robert E.; WHITE, Peter S. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. **Ecology Letters**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 15–22, 2005. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2004.00682.x.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing** Vienna, Austria R Foundation for Statistical Computing, , 2020.

RAMOS-NETO, Mário Barroso; PIVELLO, Vânia Regina. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking management strategies. **Environmental Management**, [S. l.], v. 26, n. 6, p. 675–684, 2000. DOI: 10.1007/s002670010124.

RIBEIRO, J. F., & WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In: Cerrado: ambiente e flora*. [s.l: s.n.]. p. 556.

RODRIGUES, C. A.; FIDELIS, A. Tropical savannas need frequent fire to maintain their diversity and resilience. **Journal of Vegetation Science**, [S. l.], [s.d.].

RODRIGUES, Cassy Anne; ZIRONDI, Heloiza Lourenço; FIDELIS, Alessandra. Forest Ecology and Management Fire frequency affects fire behavior in open savannas of the Cerrado. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 482, n. December 2020, p. 118850, 2021. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118850. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118850>.

ROSAN, Thais M.; ARAGÃO, Luiz E. O. C.; OLIVERAS, Imma; PHILLIPS, Oliver L.; MALHI, Yadvinder; GLOOR, Emanuel; WAGNER, Fabien H. Extensive 21st-Century Woody Encroachment in South America's Savanna. **Geophysical Research Letters**, [S. l.], v. 46, n. 12, p. 6594–6603, 2019. DOI: 10.1029/2019GL082327.

SAADE, Camille; KÉFI, Sonia; GOUGAT-BARBERA, Claire; ROSENBAUM, Benjamin; FRONHOFER, Emanuel A. Spatial distribution of local patch extinctions drives recovery dynamics in metacommunities. **bioRxiv**, [S. l.], p. 2020.12.03.409524, 2020. DOI: 10.1101/2020.12.03.409524. Disponível em: <http://biorxiv.org/content/early/2020/12/04/2020.12.03.409524.abstract>.

SETTERFIELD, Samantha A.; ROSSITER-RACHOR, Natalie A.; HUTLEY, Lindsay B.; DOUGLAS, Michael M.; WILLIAMS, Richard J. Turning up the heat: The impacts of *Andropogon gayanus* (gamba grass) invasion on fire behaviour in northern Australian savannas. **Diversity and Distributions**, [S. l.], v. 16, n. 5, p. 854–861, 2010. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00688.x.

SILVA, E. P. R. **Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura de vegetação lenhosa de campo sujo de cerrado**. 1999. Universidade de Brasília, [S. l.], 1999.

SIMON, Marcelo F.; GREYER, Rosaura; DE QUEIROZ, Luciano P.; SKEMAE, Cynthia; PENNINGTON, R. Toby; HUGHES, Colin E. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [S. l.], v. 106, n. 48, p. 20359–20364, 2009. DOI: 10.1073/pnas.0903410106.

SIQUEIRA, Tadeu; LACERDA, Camila Gaj Levra Teixeira; SAITO, Victor S. How Does Landscape Modification Induce Biological Homogenization in Tropical Stream Metacommunities? **Biotropica**, [S. l.], v. 47, n. 4, p. 509–516, 2015. DOI: 10.1111/btp.12224.

SOLAR, Ricardo Ribeiro de Castro; BARLOW, Jos; ANDERSEN, Alan N.; SCHOEREDER, José H.; BERENQUER, Erika; FERREIRA, Joice N.; GARDNER, Toby Alan. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 197, p. 98–107, 2016. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.03.005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.03.005>.

ULRICH, Werner; ALMEIDA-NETO, Mário; GOTELLI, Nicholas J. A consumer's guide to nestedness analysis. **Oikos**, [S. l.], v. 118, n. 1, p. 3–17, 2009. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2008.17053.x.

VAN WILGEN, B. W.; GOVENDER, N.; BIGGS, H. C.; NTSALA, D.; FUNDA, X. N. Response of savanna fire regimes to changing fire-management policies in a large African National Park. **Conservation Biology**, [S. l.], v. 18, n. 6, p. 1533–1540, 2004. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2004.00362.x.

VAN WILGEN, Brian W.; TROLLOPE, Winston S. W.; BIGGS, H. c.; POTGIETER, André L. F.; BROCKETT, Bruce H. Fire as a Driver of Ecosystem Variability. In: DU TOIT, Johan; ROGERS, Kevin; BIGGS, Harry (org.). **The Kruger Experience: Ecology And Management Of Savanna Heterogeneity**. Washington, Covelo, London: Island Press, 2003. p. 149–170. Disponível em: [https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=g2A2KMVoIVIC&oi=fnd&pg=PA149&dq=Bond+WJ+and+Van+Wilgen+BW+\(1996\)+Fire+and+plants.+London,+UK,+Chapman+%26+Hall.&ots=68Sp41YuJ8&sig=WEWhG1F3F92cl66IHftAl3JJYU#v=onepage&q=Bond+WJ+and+Van+Wilgen+BW+\(1996\)+F](https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=g2A2KMVoIVIC&oi=fnd&pg=PA149&dq=Bond+WJ+and+Van+Wilgen+BW+(1996)+Fire+and+plants.+London,+UK,+Chapman+%26+Hall.&ots=68Sp41YuJ8&sig=WEWhG1F3F92cl66IHftAl3JJYU#v=onepage&q=Bond+WJ+and+Van+Wilgen+BW+(1996)+F). Acesso em: 7 maio. 2020.

WICKHAM, Hadley. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis** Springer-Verlag New York, , 2016. Disponível em: <https://ggplot2.tidyverse.org>.

WICKHAM, Hadley; FRANÇOIS, Romain; HENRY, Lionel; MÜLLER, Kirill. **dplyr: A Grammar of Data Manipulation**, 2020. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=dplyr>.

WICKHAM, Hadley; HENRY, Lionel. **tidyr: Tidy Messy Data**, 2020. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=tidyr>.

APÊNDICE A - Lista de famílias e espécies registradas nos tratamentos (AF = queimadas anuais; BF = queimadas bienais e FE = exclusão do fogo) na estação seca entre os anos de 2017 e 2019. O “x” representa os tratamentos onde a espécie estava presente.

Espécie	Família	Tratamento		
		FE	BF	AF
<i>Justicia lanstykii</i> Rizzini	Acanthaceae	x	x	x
<i>Ruellia angustior</i> (Nees) Lindau	Acanthaceae	x	x	
<i>Ruellia nitens</i> (Nees) Wassh.	Acanthaceae	x	x	x
<i>Ruellia</i> sp	Acanthaceae	x	x	x
<i>Gomphrena</i> sp	Amaranthaceae	x		
<i>Annona tomentosa</i> R.E.Fr.	Annonaceae	x	x	x
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Apocynaceae			x
<i>Hemipogon acerosus</i> Decne.	Apocynaceae	x	x	x
<i>Himatanthus obovata</i> Wood.	Apocynaceae			x
<i>Syagrus acaulis</i> (Drude) Becc.	Arecaceae	x	x	x
<i>Aldama grandiflora</i> (Gardner) E.E.Schill. & Panero	Asteraceae	x	x	x
<i>Ayapana amygdalina</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob	Asteraceae	x	x	x
<i>Eremanthus goyazensis</i> (Gardner) Sch.Bip.	Asteraceae	x		
<i>Ichthyothere hirsuta</i> Gardner	Asteraceae	x	x	x
<i>Lessingianthus durus</i> (Mart. ex DC.) H.Rob	Asteraceae	x		
<i>Lessingianthus warmingianus</i> (Baker) H.Rob.	Asteraceae	x	x	
<i>Porophyllum obscurum</i> (Spreng.) DC	Asteraceae	x	x	x
<i>Trixis glutinosa</i> D.Don	Asteraceae	x	x	x
<i>Anemopaegma arvense</i> (Vell.) Stelfeld ex de Souza	Bignoniaceae	x	x	x
<i>Kielmeyera abdita</i> Saddi	Calophyllaceae	x	x	x
<i>Kielmeyera rubriflora</i> var. major Cambess.	Calophyllaceae	x	x	x
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae		x	

<i>Connarus suberosus</i> Planch	Connaraceae			x
<i>Ipomoea echioides</i> Choisy	Convolvulaceae	x	x	x
<i>Ipomoea fiebrigii</i> Hassl. ex O'Donell	Convolvulaceae	x	x	x
<i>Merremia ericoides</i> (Meisn.) Hallier f	Convolvulaceae			x
<i>Bulbostylis junciformis</i> (Kunth) C.B.Clarke	Cyperaceae	x		
<i>Bulbostylis paradoxa</i> (Spreng.) Lindm.	Cyperaceae	x	x	x
<i>Rhynchospora consanguinea</i> (Kunth) Boeckeler	Cyperaceae	x	x	x
<i>Rhynchospora elatior</i> Kunth	Cyperaceae	x	x	
<i>Rhynchospora globosa</i> (Kunth) Roem. & Schult.	Cyperaceae	x	x	x
<i>Rhynchospora</i> sp	Cyperaceae		x	x
<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	x		x
<i>Bernardia hirsutissima</i> (Baill.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	x	x	x
<i>Croton gracilescens</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	x	x	x
<i>Dalechampia linearis</i> Baill.	Euphorbiaceae		x	x
<i>Euphorbia potentilloides</i> Boiss.	Euphorbiaceae	x	x	x
<i>Euphorbia</i> sp	Euphorbiaceae		x	
<i>Manihot kalungae</i> M.J. Silva & R.C. Sodr�	Euphorbiaceae	x	x	x
<i>Aeschynomene</i> sp	Fabaceae	x	x	x
<i>Bauhinia dumosa</i> Benth.	Fabaceae	x	x	x
<i>Calliandra dysantha</i> Benth.	Fabaceae	x	x	x
<i>Chamaecrista clausenii</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	x	x	x
<i>Chamaecrista fagonioides</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	x	x	
<i>Chamaecrista isidorea</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	x	x	x
<i>Chamaecrista ochrosperma</i> (H.S.Irwin & Barneby) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	x	x	x
<i>Desmodium platycarpum</i> Benth.	Fabaceae		x	
<i>Eriosema congestum</i> Benth	Fabaceae		x	x
<i>Galactia</i> sp	Fabaceae	x	x	x

<i>Harpalyce tombadorensis</i> São-Mateus, L.P.Queiroz & D.B.O.S.Cardoso	Fabaceae	x	x	x
<i>Mimosa diminuta</i> M.F.Simon & C.E. Hughes	Fabaceae		x	
<i>Mimosa flavocaesia</i> Barneby	Fabaceae	x	x	x
<i>Mimosa gracilis</i> Benth.	Fabaceae	x	x	x
<i>Mimosa kalunga</i> M.F. Simon & C.E. Hughes	Fabaceae	x		
<i>Mimosa leioccephala</i> Benth.	Fabaceae	x	x	x
<i>Mimosa longipes</i> Benth.	Fabaceae	x		x
<i>Mimosa macrocephala</i> Benth.	Fabaceae	x	x	
<i>Mimosa pteridifolia</i> Benth.	Fabaceae	x	x	x
<i>Mimosa</i> sp nova	Fabaceae	x		
<i>Senna corifolia</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby var. <i>corifolia</i>	Fabaceae	x	x	x
<i>Calolisianthus speciosus</i> (Cham. & Schltld.) Gilg	Gentianaceae	x	x	x
<i>Deianira pallescens</i> Cham. & Schltld.	Gentianaceae	x	x	x
<i>Cipura xanthomelas</i> Klatt	Iridaceae		x	x
<i>Sisyrinchium luzula</i> Klotzsch ex Klatt	Iridaceae		x	
<i>Trimezia juncifolia</i> (Klatt) Benth. & Hook.	Iridaceae	x	x	x
<i>Eriope glandulosa</i> (Harley) Harley	Lamiaceae	x	x	x
<i>Gymneia chapadensis</i> Harley	Lamiaceae	x	x	x
<i>Hypenia brachystachys</i> (Pohl ex Benth.) Harley	Lamiaceae			x
<i>Hypenia</i> sp	Lamiaceae	x	x	x
<i>Hyptis remota</i> Pohl ex Benth	Lamiaceae	x	x	x
<i>Medusantha mollissima</i> (Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	Lamiaceae	x	x	x
<i>Cuphea ericoides</i> Cham. & Schltld.	Lythraceae	x	x	x
<i>Cuphea</i> sp	Lythraceae			x
<i>Cuphea spermacoce</i> A.St.-Hil.	Lythraceae		x	
<i>Diplusodon longipes</i> Koehn	Lythraceae			x
<i>Diplusodon paraisoensis</i> Lourteig	Lythraceae	x	x	x

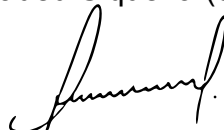
<i>Diplusodon punctatus</i> Pohl	Lythraceae	x	x	x
<i>Banisteriopsis pannosa</i> Griseb.	Malpighiaceae	x	x	x
<i>Byrsonima</i> sp	Malpighiaceae	x	x	x
<i>Camarea ericoides</i> A.St.-Hil.	Malpighiaceae	x	x	x
<i>Byttneria jaculifolia</i> Pohl	Malvaceae	x	x	x
<i>Pavonia grandiflora</i> A.St.-Hil.	Malvaceae			x
<i>Peltaea macedoi</i> Krapov. & Cristóbal	Malvaceae		x	x
<i>Stenodon suberosus</i> Naudin	Melastomataceae	x	x	
<i>Tibouchina melastomoides</i> (Naudin) Cogn.	Melastomataceae	x	x	x
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	x	x	x
<i>Eugenia paracatuana</i> O.Berg	Myrtaceae	x		x
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae		x	x
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	Myrtaceae	x	x	x
<i>Myrcia</i> sp	Myrtaceae		x	x
<i>Ouratea lanceolata</i> (Pohl) Engl.	Ochnaceae	x	x	x
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Ochnaceae	x		
<i>Habenaria tamanduensis</i> Schltr.	Orchidaceae	x		
<i>Oxalis goyazensis</i> Turcz.	Oxalidaceae	x	x	x
<i>Oxalis pyreneae</i> var. <i>macrochaeta</i> Lourteig	Oxalidaceae	x		
<i>Andropogon lateralis</i> Nees	Poaceae	x	x	x
<i>Anthraenantia lanata</i> (Kunth) Benth.	Poaceae	x	x	x
<i>Aristida setifolia</i> Kunth	Poaceae	x	x	x
<i>Arthropogon villosus</i> Nees	Poaceae	x	x	x
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv	Poaceae	x	x	x
<i>Axonopus marginatus</i> (Trin.) Chase	Poaceae	x	x	x
<i>Axonopus pressus</i> (Nees ex Steud.) Parodi	Poaceae	x		
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze	Poaceae	x	x	x
<i>Mesosetum ferrugineum</i> (Trin.) Chase	Poaceae	x	x	x
<i>Mesosetum loliiforme</i> (Hochst.) Chase	Poaceae	x	x	x
<i>Oncorachis ramosa</i> (Zuloaga & Soderstr.)	Poaceae	x	x	x

Morrone & Zuloaga

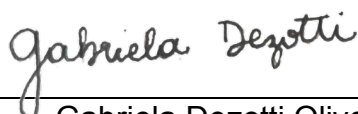
<i>Paspalum pectinatum</i> Nees ex Trin	Poaceae	x	x	x
<i>Paspalum</i> sp	Poaceae		x	
<i>Schizachyrium</i> sp	Poaceae		x	
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	Poaceae	x	x	x
<i>Trichantheium cyanescens</i> (Nees ex Trin.) Zuloaga & Morrone	Poaceae	x	x	x
<i>Polygala abreui</i> Marques & J.F.B.Pastore	Polygalaceae	x	x	
<i>Polygala coriacea</i> A.St.-Hil. & Moq.	Polygalaceae	x		
<i>Polygala longicaulis</i> Kunth.	Polygalaceae	x		
<i>Polygala</i> sp	Polygalaceae		x	
<i>Crumenaria choretroides</i> Mart. ex Reissek	Rhamnaceae	x	x	
<i>Borreria poaya</i> (A.St.-Hil.) DC.	Rubiaceae	x		x
<i>Declieuxia lancifolia</i> J.H.Kirkbr.	Rubiaceae	x	x	x
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Rubiaceae			x
<i>Spermacoce tenella</i> Kunth	Rubiaceae	x	x	x
<i>Casearia sylvestris</i> Sw	Salicaceae	x	x	x
<i>Serjania trichomisca</i> Radlk.	Sapindaceae	x	x	x
<i>Turnera emendata</i> Arbo	Turneraceae		x	
<i>Turnera incana</i> Cambess.	Turneraceae			x
<i>Vellozia squamata</i> Pohl	Velloziaceae	x		
<i>Lippia horridula</i> (Epling) Salimena, Múlgura & Harley	Verbenaceae	x	x	x
<i>Vochysia pumila</i> Pohl	Vochysiaceae	x	x	x
<i>Xyris</i> sp	Xyridaceae		x	



Tadeu Siqueira (orientador)



Alessandra Fidelis (coorientadora)



Gabriela Dezotti Oliveira