



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Departamento de Botânica

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal



Ione Serafini Hannas Salim

**AValiação dos efeitos do fogo nas relações funcionais entre a
vegetação e fertilidade do solo em campo rupestre sobre
quartzito**

Belo Horizonte

2019

Ione Serafini Hannas Salim

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DO FOGO NAS RELAÇÕES FUNCIONAIS ENTRE A
VEGETAÇÃO E FERTILIDADE DO SOLO EM CAMPO RUPESTRE SOBRE
QUARTZITO**

Versão final

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Orientadora: Prof^a. Dr^a.: Maria Rita Scotti Muzzi

Belo Horizonte

2019

043

Salim, Ione Serafini Hannas.

Avaliação dos efeitos do fogo nas relações funcionais entre a vegetação e fertilidade do solo em campo rupestre sobre quartzito [manuscrito] / Ione Serafini Hannas Salim. - 2019.

68 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Maria Rita Scotti Muzzi.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal.

1. Fisiologia vegetal. 2. Biodiversidade. 3. Fogo. 4. Fungos micorrizicos. I. Muzzi, Maria Rita Scotti. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. III. Título.

CDU: 581



Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO - MESTRADO
(Defesa MS nº 173)
IONE SERAFINI HANNAS SALIM

Data: 31/07/2019

Entrada: 2017/2

Mat.: 2017715900

CPF: 11333237669

Às 14 horas do dia 31 de julho de dois mil e dezenove, reuniu-se na Universidade Federal de Minas Gerais, a Comissão Examinadora de Dissertação indicada pelo Colegiado do Programa para julgar, em exame final, o trabalho intitulado "Avaliação dos efeitos do fogo nas relações funcionais entre a vegetação e fertilidade do solo – em campo rupestre sobre quartzito" requisito final para obtenção do grau de Mestre em Biologia Vegetal, área de concentração em Fisiologia Vegetal e Ecologia, pela aluna **Ione Serafini Hannas Salim**. Abriando a sessão, a Presidente da Comissão, professora Maria Rita Scotti Muzzi, após dar conhecimento aos presentes do teor das Normas Regulamentares do Trabalho Final, passou a palavra à candidata para apresentação de seu trabalho. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa da candidata. Logo após, a comissão reuniu-se, sem a presença da candidata e do público, para julgamento e expedição do resultado final. Foram atribuídas as seguintes indicações:

Membro da Comissão Examinadora	Instituição	Resultado
Dra. Maria Rita Scotti Muzzi (orientadora)	Universidade Federal de Minas Gerais	Aprovada
Dra. Adalises Simone Maciel da Silva	Universidade Federal de Minas Gerais	Aprovada
Dra. Lúcia Valentina Modolo	Universidade Federal de Minas Gerais	APROVADA

pelas indicações, a candidata foi considerada: APROVADA.

O resultado final foi comunicado publicamente à candidata pela Presidente da Comissão. Nada mais havendo a tratar, a Presidente encerrou a reunião e lavrou-se presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 31 de julho de 2019.

Dra. Maria Rita Scotti Muzzi (orientadora)	
Dra. Adalises Simone Maciel da Silva	
Dra. Lúcia Valentina Modolo	

Aos meus pais, pelo imenso amor, e por acreditarem na educação.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Giovanna e Lécio, que me proporcionaram contato com a natureza desde pequena, pelo empenho para que eu pudesse ter uma educação de qualidade e por me apoiarem, sempre. Agradeço também a seus companheiros Marcelo e Margarida pelo incentivo, apoio e carinho.

À minha orientadora Maria Rita, pela oportunidade de trabalhar nesse projeto e pelo conhecimento compartilhado. Agradeço também aos colegas de laboratório, principalmente ao André, com quem compartilhei o trabalho em campo e parte da análise dos dados.

Aos amigos da botânica, Caroline, Vera, Leandro, Felipe e Rodrigo pela boa companhia e pelas discussões enriquecedoras. Aos meus amigos da vida, pelo carinho, apoio e críticas que contribuíram para o trabalho.

Ao professor Dr. Cassiano Aimberê Dorneles Welker pela identificação das espécies da família Poaceae e ao taxonomista Rubens Mota pelas demais identificações botânicas.

À CAPES pelo fomento à pesquisa.

RESUMO

O Campo Rupestre sobre solo quartzítico na Serra da Calçada, Minas Gerais, área pertencente à unidade de conservação de proteção integral, sofreu grande impacto pela circulação de *motocross* e *jeep* o que resultou na perda de vegetação e erosões de suas nascentes. Na fase inicial de recuperação das áreas degradadas, um local adjacente a elas foi atingido por intenso incêndio, que constituiu um fator adicional de impacto. Dessa forma, o estudo da biodiversidade vegetal e fertilidade do solo no local atingido pelo fogo, 12 meses após incêndio, se fez necessário uma vez que a área queimada pode constituir uma fonte de propágulos para a área em processo de recuperação. As áreas de estudo: preservada, queimada e degradada foram comparadas no que se refere à distribuição, abundância e riqueza das famílias e espécies vegetais, assim como à fertilidade físico-química do solo e colonização micorrízica das plantas estabelecidas. Na área queimada foi observada grande diminuição da riqueza de espécies e famílias, do índice de diversidade, e aumento da concentração de gramíneas, além da presença da invasora *Melinis minutiflora*. As análises de solo para a área queimada constataram diminuição da matéria orgânica, da CTC, de K, Mn e NH_4^+ em relação à área preservada. Constatou-se também um aumento significativo de Na e de NO_3^- em decorrência do incêndio. Considerando que na área preservada as concentrações de Na e NO_3^- são baixas e que a vegetação nativa apresenta preferência pela forma química amoniacal, o aumento nas concentrações de nitrato e de sódio, parece ter exercido uma pressão seletiva alterando a composição da biodiversidade. A baixa colonização micorrízica nas plantas da área queimada aliada à ausência de plantas da família Orchidaceae e de suas associações com fungos micorrízicos arbusculares (AMF) e de orquídeas (OMF) possivelmente contribuiu para a sucessão divergente dos padrões da área preservada. Conclui-se, portanto, que após um ano da ocorrência do fogo, a biodiversidade não só foi reduzida, como também a composição dessa biodiversidade foi alterada. Essas alterações foram atribuídas ao aumento do conteúdo de nitrato e de sódio no solo em detrimento da espécie química amoniacal e também à perda de função de parte da matéria orgânica, resultando em diminuição da CTC. Tais alterações também podem modificar a sucessão na área degradada em recuperação e, portanto, recomenda-se recuperação da área queimada.

Palavras-chave: Biodiversidade. Campo Rupestre. Fogo. Fungos micorrízicos. Recuperação.

ABSTRACT

The Campo Rupestre on quartzitic soil in Serra da Calçada, Minas Gerais, an area that belongs to an integral protection conservation unit, suffered a great impact due to the circulation of motocross and jeep, which resulted in loss of vegetation and erosion of its springs. In the initial phase of recovery of the degraded areas, a site adjacent to them was hit by an intense fire, which was an additional factor of impact. Thus, the study of plant biodiversity and soil fertility at the burned area, 12 months after the fire, became necessary since this area may constitute a source of propagule for the area undergoing recovery. The study areas: preserved, burned and degraded were compared in relation to the distribution, abundance and richness of families and plant species, as well as soil physicochemical fertility and mycorrhizal colonization of established plants. In the burned area, there was a great decrease in the richness of species and families, in the diversity index, and an increase of grasses concentration, besides the presence of the invasive *Melinis minutiflora* (Poaceae). Soil analyzes for the burned area showed a decrease in organic matter, CTC, K, Mn and NH_4^+ when compared with the preserved area. It was also observed a significant increase of Na and of NO_3^- as a result of the fire. Considering that in the preserved area, the concentrations of Na and NO_3^- are low and that the native vegetation prefer the ammoniacal chemical form, the increase in the nitrate and sodium concentrations in the burned site, seems to have exerted a selective pressure altering the composition of the biodiversity. The area reached by fire showed a low mycorrhizal colonization of plant roots, together with the absence of Orchidaceae plants and their associations with arbuscular mycorrhizal (AMF) and orchid fungi (OMF), possibly contributed to the divergent succession of the patterns of the preserved area. It is concluded, therefore, that after a year of the occurrence of fire, the biodiversity was not only reduced, but also the composition of this biodiversity was altered. These alterations were attributed to the increase of nitrate and sodium content in the soil in detriment of the ammoniacal chemical species, followed by lost of mycorrhizal network as well as the loss of function of part of the organic matter, resulting in a decrease in CTC. Such changes can also modify the succession in the degraded area under recovery and, therefore, recovery of the burned area is recommended.

Keywords: Biodiversity. Campo Rupestre. Fire. Mycorrhizal fungi. Restoration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Quadrilátero Ferrífero e área da Serra da Moeda e Serra da Calçada.....	10
Figura 2 – Perímetro da área de tombamento da Serra da Calçada e da área de estudo.....	17
Figura 3 - Área de estudo	18
Figura 4 - Área preservada e espécies representantes das famílias mais frequentes	19
Figura 5 - Área queimada e espécies representantes das famílias mais frequentes.....	20
Figura 6 - Delineamento experimental	21
Figura 7 - Abundância de indivíduos por família botânica	29
Figura 8 - Diagrama de Whittaker.....	30
Figura 9 - Riqueza de famílias.....	31
Figura 10 - Riqueza de espécies	31
Figura 11 - Índice de diversidade de Shannon	32
Figura 12 - Perfil de Diversidade	33
Figura 13 - Análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS)	34
Figura 14 - Análise de NMDS com envfit.....	47
Figura 15 - Porcentagem de raízes colonizadas por fungos micorrízicos, por família botânica.....	48
Figura 16 - Porcentagem de raízes colonizadas por fungos micorrízicos, por ambiente ...	49

LISTA DE TABELAS

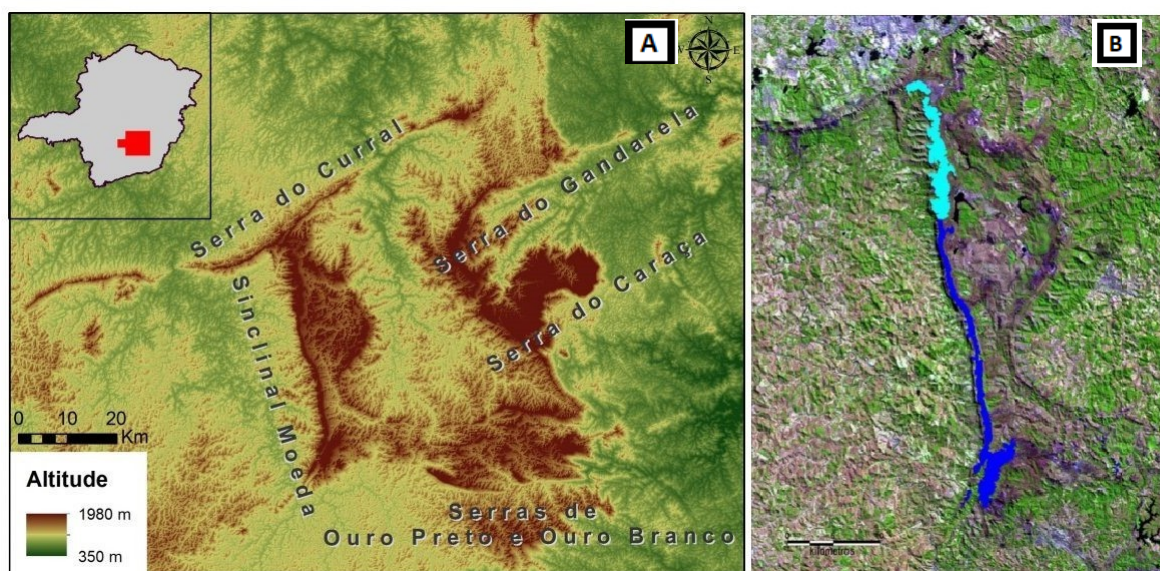
Tabela 1 - Distribuição do número de indivíduos por espécie e família	26
Tabela 2 - Comparação de espécies coletadas 3 meses e 1 ano após o fogo.....	35
Tabela 3 - Análise textural do solo.....	39
Tabela 4 - Porcentagem de perda de água do solo.....	40
Tabela 5 - Análise química do solo.....	40

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	10
Objetivos	16
MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
Área de Estudo	17
Delineamento Experimental.....	21
Levantamento Florístico.....	22
Análise de Solo.....	22
Colonização Micorrízica	23
Análises Estatísticas	24
RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
Diversidade Vegetal	26
Fertilidade do solo	39
Colonização Micorrízica	48
CONCLUSÃO.....	54
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55

INTRODUÇÃO

A Serra da Calçada é um maciço que corresponde à porção norte da Serra da Moeda, ambas compondo o Sinclinal Moeda e inseridas no contexto geológico do Quadrilátero Ferrífero (Figura 1), que do ponto de vista biogeográfico é considerado como parte da porção sul da Cadeia do Espinhaço (Echternacht *et. al.*, 2011). Localizada na interseção dos municípios de Brumadinho e Nova Lima, em Minas Gerais, a Serra da Calçada possui cerca de 10 km de extensão e 3.700 ha de área, com altitude entre 900 a 1426 m (Borges, 2008). Ao norte, faz divisa com o Condomínio Retiro das Pedras e com o Parque Estadual da Serra do Rola Moça e ao sul, com a Mina Pau Branco, da empresa Vallourec & Mannesmann (Burkowski, 2013).



Fonte: institutopristino.org.br

Fonte: Sindiextra/2008

Figura 1A) Quadrilátero Ferrífero. B) Área da Serra da Moeda. Em ciano, o trecho da Serra da Moeda que recebe a denominação de Serra da Calçada, em azul escuro, demais áreas da Serra da Moeda.

Sob o ponto de vista geológico, quatro unidades estratigráficas do Quadrilátero Ferrífero estão presentes na Serra da Moeda: o Grupo Nova Lima, pertencente ao Supergrupo Rio das Velhas e os Grupos Caraça e Itabira, pertencentes ao Supergrupo Minas. Rochas sedimentares química/detríticas e sedimentos, ambos cenozóicos recobrem discordantemente as demais unidades (Alkmim *et al.*, 1996). O Supergrupo Minas, da era Paleoproterozóica, é composto por cinco Grupos, dentre eles estão presentes rochas do

Grupo Itabira, que alberga depósitos de hematita e de itabirito e Grupo Caraça, no qual se insere a Formação Moeda composta de filito e principalmente de quartzito (SEMAD/CPRM, 2005). Em relação aos recursos hídricos, a Serra da Calçada e Serra da Moeda atuam como divisor de águas entre as bacias do Rio das Velhas, a leste, e do Rio Paraopeba, a oeste, bem como na formação de reservas de águas superficiais e subterrâneas. A grande área de captação de águas pluviais, dá origem a centenas de nascentes em suas encostas e mantém volumosos aquíferos no subsolo (Borges, 2008).

As fitofisionomias da Serra da Calçada são matas de galeria, capões de mata e, de forma predominante, Campos Rupestres sobre quartzito e sobre canga (Viana & Lombardi, 2007). Conforme a classificação proposta por Walter (1985), os Campos Rupestres caracterizam uma fitofisionomia azonal formados principalmente por fatores edáficos e estão inseridos em matriz de vegetação zonal, principalmente nos Domínios do Cerrado e da Caatinga (Coutinho, 2006; Alves *et. al.*, 2014), sendo encontrados geralmente em altitudes de 900 a 2000 m, no sudeste, nordeste e centro-oeste do Brasil.

O núcleo do Campo Rupestre é a Cadeia do Espinhaço, que se estende do norte da Bahia ao centro-sul de Minas Gerais onde se encontra a Serra da Calçada. O clima nas regiões onde a vegetação ocorre é continental, com precipitação anual média de 800-1500 mm e estação árida com duração de dois a cinco meses; um clima marcadamente sazonal. (Alves *et. al.*, 2014).

Os Campos Rupestres incluem formações herbáceo arbustivas esclerófilas (Giulietti & Pirani, 1987; Giulietti *et al.*, 1997; Rapini *et al.*, 2008), associadas a solos litólicos, predominantemente quartzíticos (Rapini *et al.*, 2008.), ocorrendo também sob solos ferruginosos, as cangas (Rizzini, 1979; Spier *et al.*, 2007). A vegetação dos Campos Rupestres apresenta um alto grau de endemismo e diversidade (Giulietti & Pirani, 1987; Rappini *et al.*, 2008; Alves & Kolbek, 2010; Echternacht *et. al.*, 2011). Grande proporção de sua diversidade é exclusiva, mesmo que elementos de outras formações vegetais, sobretudo dos cerrados, sejam frequentes (Giulietti *et al.*, 1997, Rapini *et al.*, 2008). No trabalho de Giulietti *et al.* (1997), foi estimada uma riqueza de 4000 plantas vasculares distribuídas em 6000 a 7000 km².

Nesse contexto, é importante citar algumas famílias cuja diversidade se destaca nos

Campos Rupestres. As famílias mais bem representadas são Asteraceae, Orchidaceae, Poaceae e Fabaceae (Alves *et al.*, 2014) e as famílias Eriocaulaceae, Velloziaceae e Xyridaceae são excepcionalmente ricas em espécies (Giulietti & Pirani, 1988; Harley, 1995; Giulietti *et al.*, 1997), sendo este seu centro de diversidade. Por sua vez, as famílias Melastomataceae, Rubiaceae, Cyperaceae, Myrtaceae, Verbenaceae e Malpighiaceae também possuem elevada riqueza nesta vegetação (Messias *et al.*, 2012). Uma espécie típica, como apontado por Rizzini (1979) é a gramínea *Aulonemia efusa*, muito presente nos Campos Rupestres quartzíticos da Serra da Calçada.

O trabalho de Burkowski (2013) classifica os Campos Ferruginosos e os Campos Rupestres quartzíticos da Serra da Calçada como os mais ricos da região do Quadrilátero Ferrífero, possuindo 707 espécies de plantas vasculares, distribuídas em 95 famílias botânicas, o que evidencia a enorme importância de sua preservação. Estudo sobre a área de canga da Serra da Calçada, aponta a presença de 289 espécies de angiospermas distribuídas em 54 famílias botânicas (Vianna & Lombardi, 2007). Na área de quartzito são encontradas 461 espécies de plantas vasculares, distribuídas em 74 famílias, sendo 442 angiospermas, 15 pteridófitas, 3 licófitas e 1 gimnosperma (Burkowski, 2013).

Apesar da evidente importância ambiental, hídrica e geológica da Serra da Calçada e da consequente necessidade de sua preservação, a região, bem como as serras em seu entorno, sofre com a exploração mineral de ouro, iniciada no século XVII, e de minério de ferro, cuja extração data do início do século XX (Mourão, 2007). O Quadrilátero Ferrífero, do qual a Serra da Calçada faz parte, atualmente é responsável por aproximadamente 70% da produção nacional de minério de ferro (DNPM, 2010), e, entre os anos de 1985 e 2011, foi observado um aumento de 213% da área minerada na região, correspondentes a 8.144,09 ha (Diniz *et al.*, 2014).

Nesse contexto, é fundamental ressaltar que apesar da Serra da Calçada estar localizada em área de propriedade da empresa de mineração Vale, esta foi tombada provisoriamente em 2008 pelo Instituto Estadual do Patrimônio Histórico e Artístico (IEPHA). Em 2013, por meio de decreto municipal, ocorreu o tombamento definitivo e o local foi reconhecido como Unidade de Conservação de Proteção Integral, Monumento Natural.

Em período anterior à criação da Unidade de Conservação (UC), a circulação de automóveis e motocicletas causou a destruição da vegetação e surgimento de erosões em algumas áreas da Serra da Calçada. Esse impacto atingiu um nível de degradação no qual houve perda de funcionalidade física e química do solo, além de perda da vegetação (Reis, 2019). Somado ao uso inadequado da área, incêndios criminosos representam um fator de impacto na região que atinge principalmente áreas de Cerrado e Campo Rupestre, que constituem a maior parte da vegetação da Serra da Calçada (Viana & Lombardi, 2007).

Como medida de proteção deste monumento natural implantou-se um programa de recuperação das áreas degradadas. Com este objetivo, em julho de 2017, iniciaram-se as atividades de recuperação de uma área erodida e estudo da área preservada (UFMG/PROEX), lideradas pela Profa. Maria Rita S. Muzzi, trabalho que foi tema da dissertação de mestrado de André F. Reis (Reis, 2019). Em setembro de 2017, ocorreram vários focos de incêndio na região e a área adjacente ao local em recuperação foi atingida pelo fogo.

Desta forma a evolução da área queimada iria afetar diretamente a área em recuperação devido à grande proximidade para dispersão dos propágulos. Assim, diante da ocorrência do incêndio, se fez necessário um estudo da evolução da ocupação da área queimada, assim como da fertilidade físico-química do solo, comparativamente à área preservada, visando a identificação de fatores que influenciarão a sucessão na área em recuperação.

Em escala global, desde a emergência das savanas, há cerca de 4 a 8 milhões de anos atrás (Keeley & Rundel, 2005; Simon, 2009), os incêndios ocorriam naturalmente com ignições de raios no período de transição da estação seca-úmida. Nos últimos 50.000 anos, o uso recorrente de fogo para pecuária e agricultura influenciou progressivamente os regimes regionais de fogo, o que aumentou a frequência de incêndios e alterou sua sazonalidade (Bowman *et al.*, 2011), passando a ocorrer predominantemente na estação seca (Miranda, 2009). Atualmente, as savanas produzem cerca de 86% dos eventos de incêndio no mundo todo (Mouillot & Field, 2005).

O tema mais recorrente nos trabalhos brasileiros analisados foi a evolução do

Cerrado na presença do fogo (Coutinho, 1990; Miranda, 2009; Simon, 2009). Apesar desse fogo, Coutinho (1990) cita o fato de que a queima do Cerrado na segunda metade da estação seca (agosto e setembro) constitui a prática de manejo mais barata empreendida pelos pecuaristas. A necessidade de manejo do fogo, por meio de queimas controladas, com o intuito de reduzir o combustível para evitar incêndios mais intensos posteriormente também é um ponto muito defendido.

Entretanto, a pesquisa de Morrison *et al.* (1996), realizada em savana australiana, demonstrou que a carga de combustível fino que pode causar incêndios graves poderia reaparecer em local de vegetação arbustiva cerca de 2 a 4 anos após fogo de baixa intensidade, como é prescrito nas queimadas controladas. Seus dados também mostraram que mesmo fogos de baixa intensidade, ocorrendo em intervalos de tempo menores que 7 a 8 anos, tiveram efeitos significativos sobre a composição de espécies da comunidade vegetal, causando uma redução da abundância de espécies arbustivas lenhosas.

Além disso, Bradshaw *et al.* (2011) alertam para o grande aumento no número e intensidade das queimadas e mudanças na política de manejo do fogo, incluindo o uso de queima controlada. A falta de evidências de que características consideradas como adaptações ao fogo realmente garantam a sobrevivência da planta também é discutida ao longo do trabalho. Os autores defendem a tese de que impedir um aumento da frequência de incêndios é de extrema importância para manter a integridade do solo, o abastecimento e qualidade da água e a biodiversidade. Por sua vez, as queimadas controladas não garantem que esses impactos não ocorrerão, conforme se verificou em pesquisas realizadas por Zedler *et al.*, (1983), Morrison *et al.*, (1996), Gimeno-Garcia *et al.*, (2000), Freckleton (2004), Bradstock (2008), Clarke (2008), Driscoll *et al.*, (2010).

Considerando a existência de duas linhas de pensamento divergentes quanto aos impactos do fogo nas savanas, incluindo os Campos Rupestres, somado à existência de interesses relacionados à expansão da fronteira agrícola e pecuária nesses biomas, bem como que a maioria dos incêndios é causado por atividades humanas (Goldammer, 2001), torna-se imperativa a necessidade de se adotar maior cautela no âmbito das políticas de manejo do fogo e das pesquisas acadêmicas sobre o tema.

Assim como em outros ecossistemas, os impactos do fogo nos Campos Rupestres

dependem da periodicidade (Alves *et al.*, 2014), da intensidade da linha de fogo, da duração (Keeley, 2009), e da estação em que ocorre (Gill, 1975). Além disso, outros fatores que influenciam são a inclinação e aspecto do terreno, umidade e textura do solo, quantidade e umidade da serapilheira, tipo de espécies e distribuição, razão entre combustível vivo e morto, densidades de combustível e conteúdo de umidade (Alcañiz & Úbeda, 2018).

Em determinadas condições as queimadas podem atingir 800 a 1000 °C (Cesar, 1980 apud Coutinho, 1990; Miranda, 2009). Na interface liter-solo as temperaturas podem chegar a cerca de 850 °C (DeBano *et al.*, 1979). Em solo seco, as temperaturas podem subir para 200 e até 300 °C (Certini, 2005), mas a profundidades maiores que 5 cm, as temperaturas raramente excedem 150 °C (DeBano *et al.*, 1979). No entanto, quando ocorre aquecimento severo do solo as temperaturas podem atingir valores maiores que 250 °C a uma profundidade de 10 cm, e exceder 100 °C até 22 cm abaixo da superfície (Neary *et al.*, 1999). A essas temperaturas, muitos limiares de mortalidade biológica são alcançados, incluindo o de sementes, 50 °C, tecidos vegetais, 60 °C, esporos de fungos, 100 °C, e esporos de bactérias, 110 °C (Neary *et al.*, 2005). Portanto, a perda biológica e da matéria orgânica do solo, incluindo a mortalidade de microorganismos, plantas, alteração de propriedades físicas, mudanças nos padrões de ciclagem e volatilização de nutrientes, é previsível e inevitável frente aos incêndios (Neary *et al.*, 1999).

Baseados nestes pressupostos, hipotetiza-se que o fogo possa modificar os padrões de biodiversidade e de fertilidade do solo, resultando em padrões sucessionais divergentes da área preservada. Considerando a proximidade da área queimada com a área em recuperação, os propágulos da área queimada atingirão a área em recuperação o que pode modificar a evolução do processo de recuperação.

Dessa forma, visando subsidiar a recuperação sob o ponto de vista da biodiversidade e fertilidade do solo se torna necessário um entendimento da tendência de evolução da área queimada em relação à área preservada.

Objetivos

Objetivo geral

Avaliar e comparar a biodiversidade e a fertilidade do solo de uma área de Campo Rupestre atingida pelo fogo em relação a uma área preservada não atingida pelo fogo.

Objetivos específicos

Realizar análise comparativa entre área preservada, queimada e degradada no que se refere à biodiversidade vegetal, fertilidade do solo e colonização micorrízica e apresentar parâmetros indicadores de similaridade ou dissimilaridade entre as áreas de estudo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O trabalho foi desenvolvido no Monumento Natural Serra da Calçada, no Quadrilátero Ferrífero, entre os municípios de Brumadinho e Nova Lima, Minas Gerais. A área de estudo possui cerca de 970 m² e está localizada nas coordenadas geográficas 20°6'9.57"S e 43°59'22.50"O, com altitude variando de 1462 a 1478 metros. O local possui vegetação de Campo Rupestre sobre solo quartzítico e constitui uma área de nascentes difusas intermitentes, que se caracterizam por inúmeros pontos de surgência, que afloram no período chuvoso. O clima na região da Serra da Calçada se enquadra na classificação Cwb de Köppen-Geiger (clima temperado quente com inverno seco) (Kottek *et al.*, 2006). A temperatura média anual é de cerca de 18 °C, com média das máximas em torno de 21°C e das mínimas em torno de 14 °C. O índice pluviométrico anual para a região é de aproximadamente 1.900 mm, com chuvas mal distribuídas e ocorrência de 4 a 5 meses de seca, entre maio e setembro, apresentando déficit neste período (PRÓ-CITTÀ, 2012).

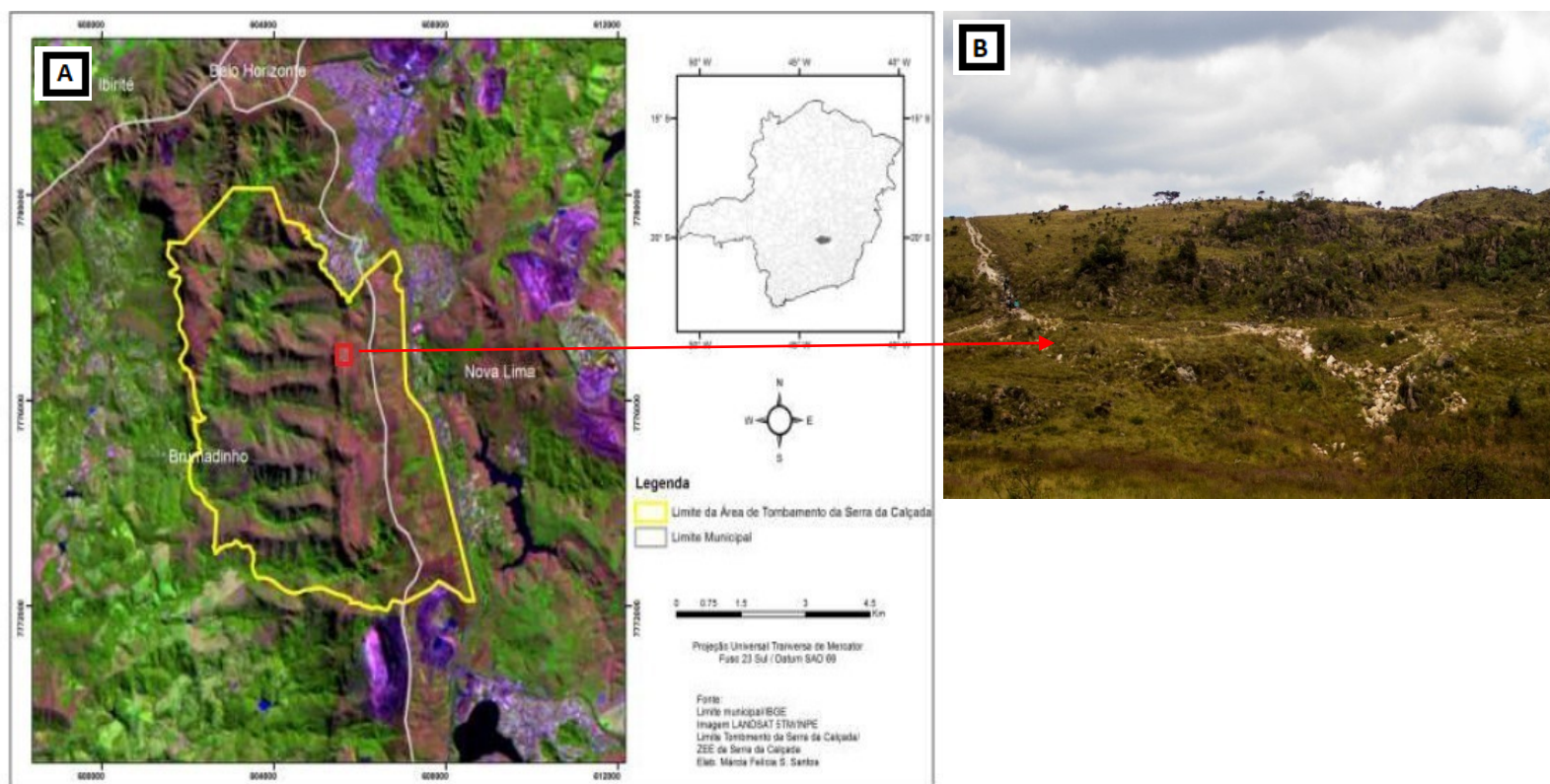


Figura 2A) Perímetro da área de tombamento da Serra da Calçada em amarelo, e perímetro da área de estudo em vermelho. **B)** Visão geral da área de estudo.

Na área de estudo (Figura 2B e Figura 3) há alguns pontos de erosão e perda de vegetação, incluindo uma área ravinada com solo totalmente exposto devido ao impacto da circulação de veículos mencionado anteriormente, que provocou intensa erosão e déficits para o aquífero. Além disso o local possui inúmeras trilhas, que foram criadas de forma aleatória em consequência do uso constante das mesmas por caminhantes e ciclistas. Estas áreas foram denominadas áreas degradadas (AD). A área que foi atingida pelo fogo por aproximadamente 5 dias, em setembro de 2017, foi denominada área queimada (AQ) e fica próxima à área preservada (AP) e adjacente às áreas degradadas sem vegetação (trilhas) e à área em processo de recuperação (AR), revegetada com espécies nativas, em dezembro de 2017 (Figura 3).

A estrutura da área preservada (Figura 4) foi usada como área controle em relação à área que foi queimada (Figura 5). A área degradada sem vegetação, foi amostrada no estudo como controle negativo em relação à área queimada.



Figura 3 - Área de estudo: AP = área preservada, AQ = área queimada, AD = área degradada, AR = área em recuperação

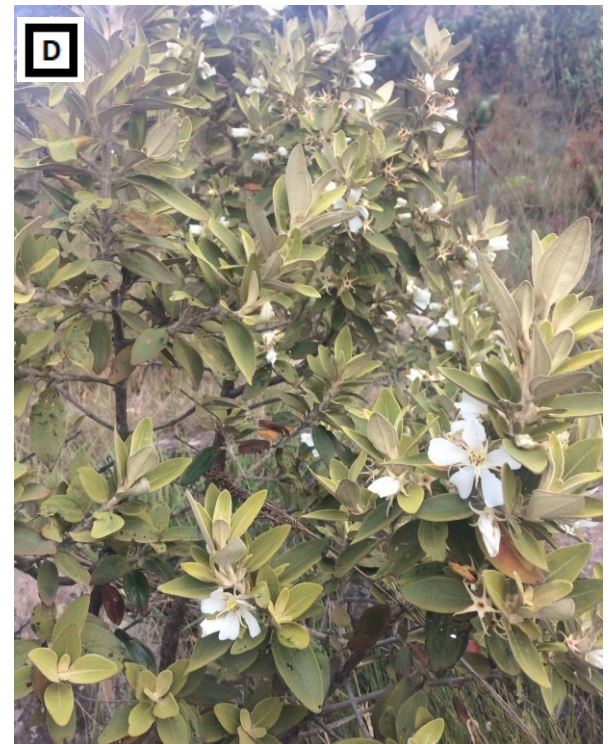


Figura 4 - Área preservada e espécies representantes das famílias mais frequentes. **A)** Vegetação na área preservada. **B)** *Aulonemia effusa* (Poaceae). **C)** *Lychnophora vilosissima* (Asteraceae). **D)** *Trembleya laniflora* (Melastomataceae).

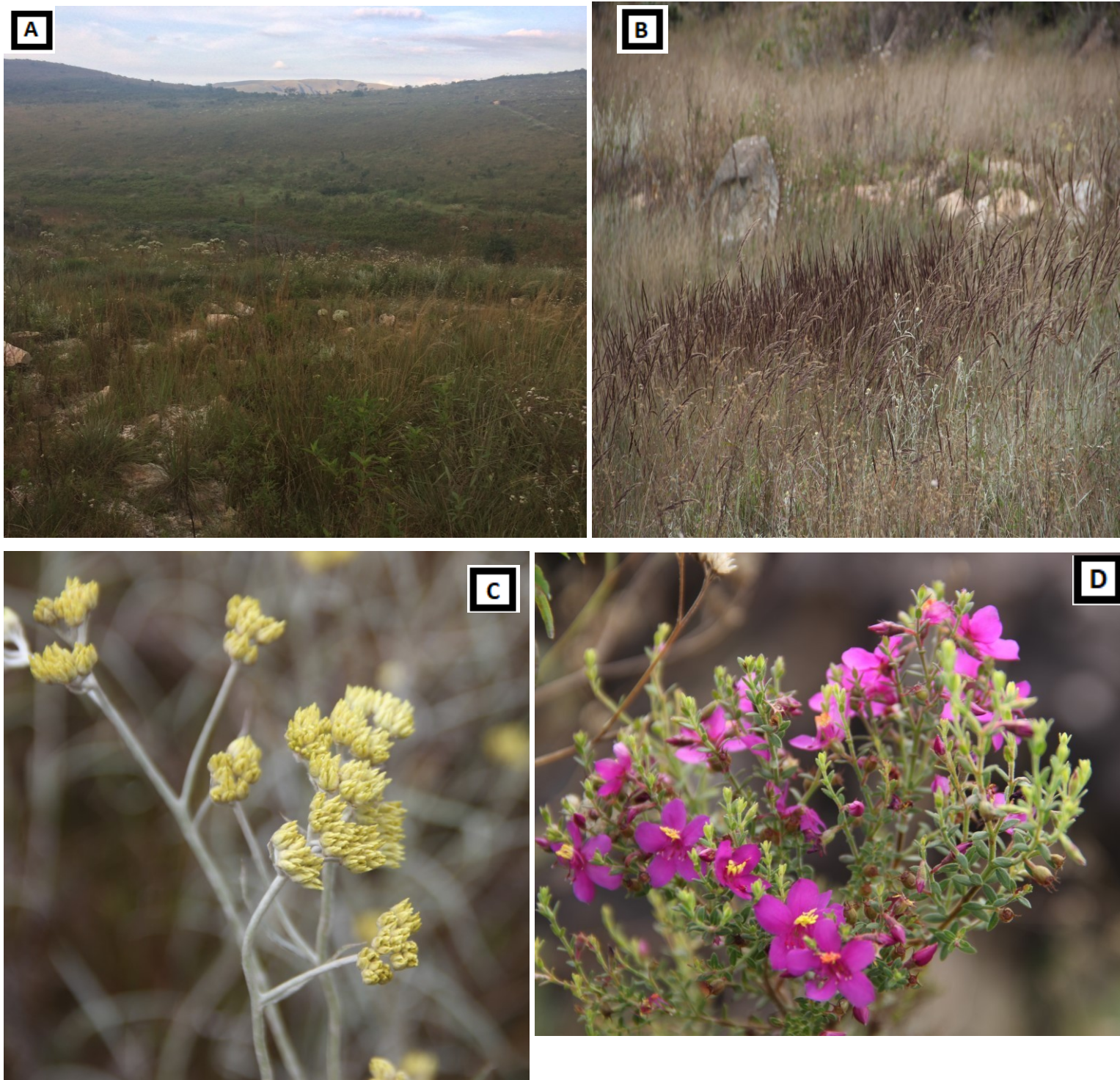


Figura 5 - Área queimada e espécies representantes das famílias mais frequentes. **A)** Em primeiro plano, área queimada um ano após o incêndio. **B)** Mancha de *Melinis minutiflora* em meio a outras Poaceae. **C)** *Achiroclyne satureioides* (Asteraceae). **D)** *Microlicia* sp. (Melastomataceae).

Delineamento Experimental

Foram estabelecidas três áreas de estudo: área preservada (AP), área queimada após 12 meses do incêndio (AQ) e área degradada (AD). Em AP e AQ foram feitos ao todo 6 transectos de 33 m e em cada um deles foram alocadas 4 parcelas de 5 m². Desse total, 3 transectos se localizaram na área preservada, 3 transectos na área queimada. Na área degradada foi feito 1 transecto de 100 m no qual também foram feitas 4 parcelas de 5 m², totalizando 28 amostras para todas as análises de solo e (7 transectos x 4 parcelas = 28) e 24 parcelas nas quais foi feito levantamento florístico (6 transectos x 4 parcelas = 24) (Figura 6).

Nas parcelas localizadas em AP e AQ foram feitos: levantamento florístico, riqueza e abundância de espécies e coleta do solo para análise físico-química e de umidade. Além disso foram coletadas, raízes de plantas das famílias mais frequentes para quantificação da colonização por fungos micorrízicos. Na AD, devido à ausência de vegetação, foi feita análise físico-química e de umidade do solo.

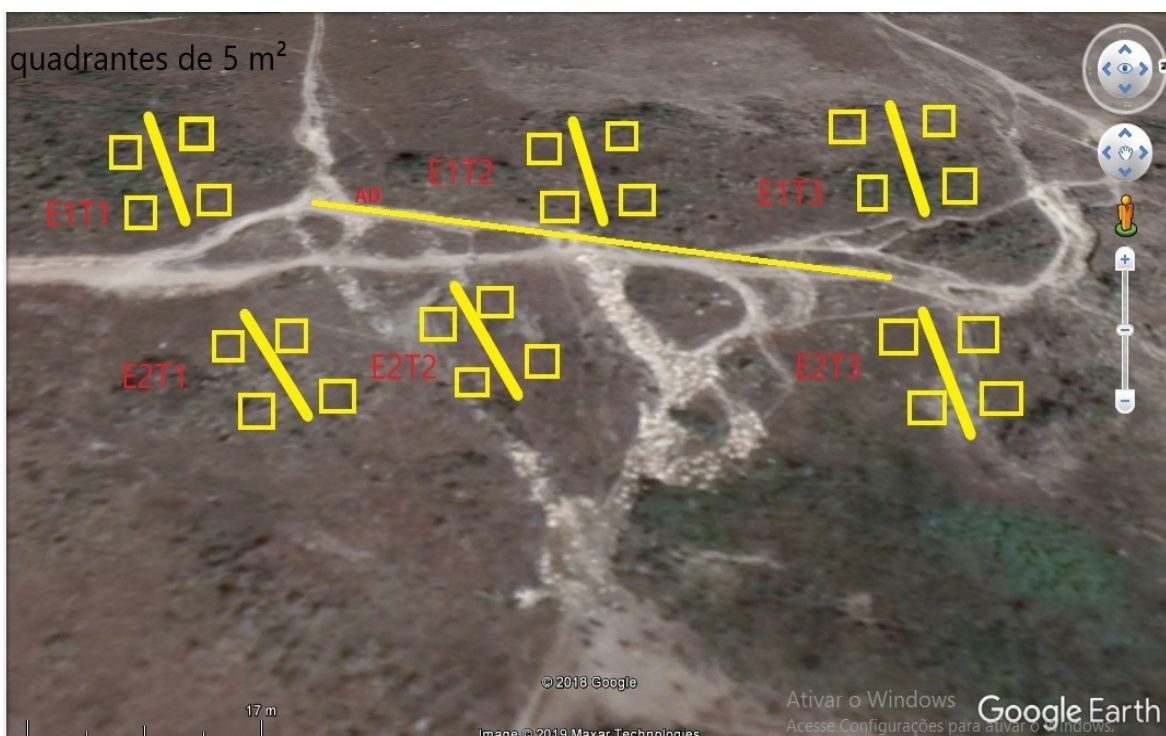


Figura 6 – Delineamento experimental: na imagem pode-se observar a área preservada (E1T1, E1T2 e E1T3), a área queimada (E2T1, E2T2 e E2T3) e a área degradada (AD). Traços e quadrados representando os transectos e as parcelas, respectivamente.

Levantamento Florístico

As coletas na área preservada foram feitas durante os meses de agosto a novembro de 2017. Na área queimada foram feitas duas coletas, a primeira aos três meses após o incêndio, em dezembro de 2017. A segunda coleta da vegetação foi realizada um ano após o fogo, de outubro a dezembro de 2018. Para a amostragem na AP utilizou-se o método de parcela de área fixa (Braun-Blanquet, 1979), no qual todas as plantas presentes nas parcelas foram coletadas ou contabilizadas quando se tratava de uma espécie já coletada na área. Na AQ, na coleta três meses após o fogo, utilizou-se o método do caminharmento (Filgueiras *et al.*, 1994), no qual foram coletadas majoritariamente amostras de espécimes férteis. A amostragem um ano após o fogo também foi realizada com o método de parcela de área fixa.

Inicialmente a identificação dos espécimes coletados foi realizada por meio da utilização de bibliografia especializada (chaves de identificação e descrições) ou comparação direta no herbário BHCB, posteriormente todo material foi identificado por taxonomistas (Cassiano Welker para as Poaceae e Rubens Mota para as demais famílias botânicas) em nível de espécie, gênero ou família, herborizado e depositadas no BHCB.

A partir dos dados de levantamento florístico foi feito levantamento da riqueza vegetal, contabilizando-se o número de famílias e de espécies presentes nas parcelas pertencentes à área preservada e à área queimada. Foi analisada também a abundância, contabilizando-se o número de indivíduos por família e por espécie nas parcelas de AP e AQ.

Análise de Solo

Amostras de solo de 0 a 20 centímetros de profundidade, foram coletadas nas parcelas na área preservada, queimada e degradada (Figura 6). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, colocados dentro de uma caixa de isopor com gelo para evitar a perda de água e conduzidas ao laboratório.

A umidade do solo foi medida pelo método gravimétrico segundo protocolo de Brady & Weil (2013). Amostras de solo de cada parcela foram peneiradas, pesadas em placas de Petri e colocadas em estufa a 70 °C. Nos dias subsequentes as amostras foram pesadas até que houvesse estabilidade no peso, significando que toda a água presente no solo já havia sido perdida. Dessa forma, subtraindo-se o peso anterior do peso estabilizado é possível saber quanta água foi perdida, e conseqüentemente, qual o conteúdo de água no solo.

A análise físico-química foi realizada para conhecimento da textura do solo, do pH, capacidade de troca catiônica (CTC), matéria orgânica e nutrientes (P, K, Ca, Mg, S, B, Fe, Mn, Cu, Zn, Na, NO₃⁻ e NH₄⁺). As análises foram feitas de acordo com a metodologia da Embrapa (1997).

Colonização Micorrízica

Raízes de indivíduos das famílias Asteraceae, Fabaceae, Malpighiaceae, Melastomataceae, Orchidaceae e Poaceae foram coletadas na área preservada para análise de colonização por fungos micorrízicos. Na área queimada foram coletadas raízes de indivíduos das famílias Asteraceae, Cyperaceae, Malpighiaceae, Melastomataceae, Poaceae e Polygalaceae.

As raízes foram lavadas e tratadas com KOH 10% overnight, receberam solução de HCl 2% por 5 minutos, coradas com azul de trypan 0,05% overnight, lavadas com água corrente e estocadas em lactoglicerol (glicerina, ácido láctico e água destilada 1:1:1) de acordo com técnica de Phillips & Hayman (1970) modificada. A colonização micorrízica foi estimada com o auxílio de uma placa de Petri quadriculada, registrando a colonização das raízes na interceptação de linhas na placa, e a porcentagem total de raízes colonizadas foi estimada: colonização (%) = número de AMF segmentos positivos / número total de segmentos amostrados x 100 (Giovanetti & Mosse, 1980).

Análises Estatísticas

As análises estatísticas foram feitas no software estatístico “R” (v. 3.4.3).

As abundâncias das espécies e das famílias vegetais presentes nas parcelas da AP e AQ foram estimadas e inseridas em tabela e plotadas em gráficos do tipo diagrama de Whitakker para identificação da composição e quantidades relativas dos indivíduos. Somando-se a essas análises, foram feitos também perfil e índice de diversidade de Shannon. O índice de diversidade se baseia na riqueza de espécies e na distribuição das abundâncias por espécie, a equabilidade, porém, na literatura (Melo, 2008), há críticas ao uso dos índices pois cada um dá pesos diferentes à riqueza ou à equabilidade o que pode gerar resultados contraditórios. Assim, é recomendado o uso de perfil de diversidade, em que são plotados no eixo x valores do parâmetro *alpha*, que representam diferentes pesos para riqueza e equabilidade, resultando em diferentes valores de diversidade, no eixo y, que podem então ser comparados.

A comparação de riqueza de espécies e famílias e de índice de diversidade entre as duas áreas foi feita através de teste T, usando 0,05 de confiança para determinar se as diferenças entre as médias dos tratamentos eram significativas. A normalidade da variável explicativa e a homogeneidade entre as variâncias foram testadas a partir dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Quando o pressuposto de normalidade para realização do teste não foi verdadeiro, foi feito teste não paramétrico de Mann-Whitney.

A análise multivariada de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), uma análise de ordenação adequada para lidar com dados de comunidades biológicas, foi realizada para ordenar as unidades amostrais (parcelas) de acordo com sua composição e abundância de espécies. Para complementar, foi realizado teste de permutação de matrizes ANOSIM, a fim de se confirmar que as distâncias médias entre pontos que pertencem ao mesmo ambiente, são menores do que a distância média entre pontos pertencentes a ambientes diferentes. O teste de permutação de matrizes de Mantel foi realizado para inferir quanto da variação da composição vegetal coincide com a variação dos parâmetros ambientais. Além disso foi realizada análise de NMDS com o método envfit, função do pacote Vegan, na qual as variáveis ambientais são usadas como preditores lineares da ordenação gerada pelo NMDS, fornecendo valores de coeficiente de determinação (r^2) e

valores de significância para cada variável ambiental. Na análise, as variáveis biológicas (composição de espécies vegetais) foram relacionadas às variáveis ambientais (umidade, CTC, MO, NH_4^+ , NO_3^- , P, K, Na, Ca, Mg e S), para saber quanto da variação das variáveis ambientais explicam o padrão de ordenação das unidades amostrais, que está relacionado à estrutura da comunidade vegetal.

Para comparação das análises de solo para todas as variáveis (pH, CTC, matéria orgânica e nutrientes) das áreas preservada, queimada e degradada foi realizada a análise de variância (*One-way ANOVA*), pois a variável preditora categórica possuía mais de dois níveis. A normalidade dos resíduos da ANOVA e a homogeneidade entre as variâncias foram testadas a partir dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Quando o pressuposto de normalidade para realização do teste não foi verdadeiro, foi feito teste não paramétrico correspondente à ANOVA, o teste de Kruskal-Wallis. Foi feito também o teste *a posteriori* de Tukey, a fim de se determinar quais pares de médias eram significativamente diferentes entre si.

Na análise de colonização micorrízica, as unidades amostrais foram os indivíduos pertencentes às famílias mais frequentes nas áreas preservada e queimada. A comparação de níveis de colonização entre famílias na área preservada foi feita através de ANOVA. Para comparação dos níveis de colonização entre famílias na área queimada o pressuposto de normalidade para realização do teste não foi verdadeiro, portanto foi feito teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Por fim, para comparar a colonização Micorrízica entre as áreas preservada e queimada foi feito teste não paramétrico de Mann-Whitney.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diversidade Vegetal

Na Tabela 1 estão apresentados os resultados do número de indivíduos por espécies e famílias nas áreas de estudo. Enquanto a área preservada apresentou 277 indivíduos, com uma riqueza de cerca de 92 espécies, distribuídas em 30 famílias botânicas, na área atingida pelo fogo foram registrados números similares de indivíduos (259) mas significante redução na riqueza (40 espécies) e no número de famílias (12), como mostrado também na Figura 7. Apesar da redução de famílias e de espécies, as famílias dominantes nas áreas de estudo foram as mesmas: Asteraceae, Poaceae e Melastomataceae (Figura7). No entanto, a família Poaceae foi destacadamente a mais abundante, com maior número de indivíduos, na área queimada em relação a área preservada. O diagrama de Whittaker (Figura 8) confirma a dominância da família Poaceae na área queimada, o que determinou uma assimetria na curva de distribuição, conferindo menor equabilidade em relação à área preservada, ou seja, abundância de indivíduos por espécie mais desigual.

Tabela 1 – Distribuição do número de indivíduos por espécie e família (abundância) nas áreas de estudo: área preservada e área queimada (1 ano após fogo).

Família/Espécie	Área Preservada	Área Queimada
ACANTHACEAE <i>Ruellia vilosa</i>	11	0
ANEMIACEAE <i>Anemia raddiana</i>	6	0
APIACEAE <i>Eryngium eurycephalum</i>	11	0
APOCYNACEAE <i>Oxypetalum strictum</i>	1	0
AQUIFOLIACEAE <i>Ilex numulária</i> <i>Ilex subcordata</i>	1 1	0 0
ARALIACEAE <i>Schefflera vinosa</i>	2	0
ASTERACEAE <i>Achyrocline saturoides</i> <i>Ageratum fastigiatum</i> <i>Ageratum myriadenium</i> <i>Aldama tenuifolia</i> <i>Aspilia subpetiolata</i>	3 2 0 0 1	3 0 6 1 9

<i>Baccharis reticularia</i>	1	0
<i>Chromolaena barbacensis</i>	1	3
<i>Chromolaena decumbens</i>	0	5
<i>Chromolaena cylindrocephala</i>	1	0
<i>Chromolaena multiflosculosa</i>	2	0
<i>Chromolaena sp.</i>	2	0
<i>Dasyphyllum vellutinum</i>	7	0
<i>Eremanthus incanus</i>	5	0
<i>Koanophyllon thysanolepis</i>	1	0
<i>Mikania glauca</i>	1	0
<i>Mikania sessilifolia</i>	1	0
<i>Lychinophora vilosissima</i>	3	0
<i>Richterago discoidea</i>	1	0
<i>Richterago radiata</i>	0	2
<i>Trichogonia hirtiflora</i>	1	0
<i>Trichogonia villosa</i>	1	0
<i>Asteraceae 01</i>	17	0
<i>Asteraceae 02</i>	10	0
<i>Asteraceae 03</i>	4	0
<i>Asteraceae 04</i>	0	1
BROMELIACEAE		
<i>Dyckia sp.</i>	2	0
CAMPANULACEAE		
<i>Siphocampylus nitidus</i>	1	0
<i>Wahlenbergia linarioides</i>	0	1
CYPERACEAE		
<i>Bulbostylis paradoxa</i>	1	4
<i>Lagenocarpus rigidus</i>	4	5
<i>Cyperaceae 1</i>	0	12
<i>Cyperaceae 2</i>	0	12
ERIOCAULACEAE		
<i>Actinocephalus bongardii</i>	0	2
<i>Paepalanthus sp.</i>	3	0
FABACEAE		
<i>Chamaecrista mucronata</i>	7	1
IRIDACEAE		
<i>Sisyrinchium vaginatum</i>	3	0
<i>Trimezia rupestres</i>	2	0
<i>Iridaceae sp. 1</i>	7	0
<i>Iridaceae sp. 2</i>	0	1
LAMIACEAE		
<i>Aegiphila verticillata</i>	0	1
<i>Hyptis rotundifolia</i>	10	1
LYTHRACEAE		
<i>Cuphea thymoides</i>	2	0
MALPIGHIACEAE		

<i>Byrsonima vacciniifolia</i>	1	3
<i>Peixotoa tomentosa</i>	13	1
MALVACEAE		
<i>Peltaea polymorpha</i>	0	1
MELASTOMATACEAE		
<i>Cambessedesia sp.</i>	0	4
<i>Leandra lacunosa</i>	1	0
<i>Leandra regnelii</i>	2	0
<i>Leandra sp.</i>	1	0
<i>Marcetia taxifolia</i>	1	3
<i>Miconia ligustroides</i>	1	0
<i>Miconia pepericarpa</i>	2	0
<i>Microlicia glandulifera</i>	1	7
<i>Pleroma frigidum</i>	2	0
<i>Trembleya laniflora</i>	4	0
<i>Melastomataceae 01</i>	4	0
MYRTACEAE		
<i>Eugenia bimarginata</i>	2	0
<i>Eugenia linearifolia</i>	1	0
<i>Myrcia mutabilis</i>	1	0
<i>Myrcia obovata</i>	1	0
<i>Myrcia rufipes</i>	1	0
<i>Myrcia splendens</i>	2	0
<i>Psidium guineense</i>	1	0
NYCTAGINACEAE		
<i>Guapira opposita</i>	4	0
<i>Guapira tomentosa</i>	1	0
OCHNACEAE		
<i>Ouratea floribunda</i>	1	0
ORCHIDACEAE		
<i>Epidendrum campestre</i>	5	0
<i>Epidendrum secundum</i>	3	0
<i>Gomesa ramosa</i>	1	0
PIPERACEAE		
<i>Peperomia decora</i>	1	0
POACEAE		
<i>Aristida recurvata</i>	0	3
<i>Aulonemia effusa</i>	3	0
<i>Axonopus pellitus</i>	4	0
<i>Axonopus pressus</i>	3	0
<i>Dichantherium heliophilum</i>	7	0
<i>Echinolaena inflexa</i>	11	45
<i>Eriochrysis filiformis</i>	0	3
<i>Eriochrysis holcoides</i>	0	3
<i>Melinis minutiflora</i>	0	9
<i>Panicum sp.</i>	2	0

<i>Paspalum erianthum</i>	0	3
<i>Paspalum pectinatum</i>	0	3
<i>Paspalum polyphyllum</i>	3	6
<i>Paspalum repandum</i>	0	3
<i>Paspalumulare</i>	3	0
<i>Poaceae sp. 1</i>	0	24
<i>Poaceae sp. 2</i>	0	21
<i>Poaceae sp. 3</i>	0	6
<i>Schizachyrium tenerum</i>	6	0
<i>Sporobolus aeneus var. aeneus</i>	6	0
<i>Sporobolus aeneus var. angustifolius</i>	0	3
<i>Trachypogon spicatus</i>	9	18
POLYGALACEAE		
<i>Polygala minima</i>	1	0
<i>Polygala rigida</i>	6	0
PRIMULACEAE		
<i>Myrsine coriacea</i>	1	0
<i>Myrsine emarginella</i>	1	0
<i>Myrsine guianensis</i>	1	0
PROTEACEAE		
<i>Roupala montana</i>	2	0
RUBIACEAE		
<i>Borreria capitata</i>	2	0
<i>Cordia concolor</i>	1	0
<i>Psychotria velloziana</i>	6	0
SMILACACEAE		
<i>Smilax oblongifolia</i>	6	3
SOLANACEAE		
<i>Brunfelsia brasiliensis</i>	1	0
<i>Solanum americanum</i>	1	0
VELLOZIACEAE		
<i>Vellozia compacta</i>	2	0
VERBENACEAE		
<i>Lantana lundiana</i>	1	0
<i>Lippia hermannioides</i>	2	0
<i>Lippia rotundifolia</i>	2	0
VOCHYSIACEAE		
<i>Vochysia thyrsoidea</i>	2	0
XYRIDACEAE		
<i>Xyris sp.</i>	0	1

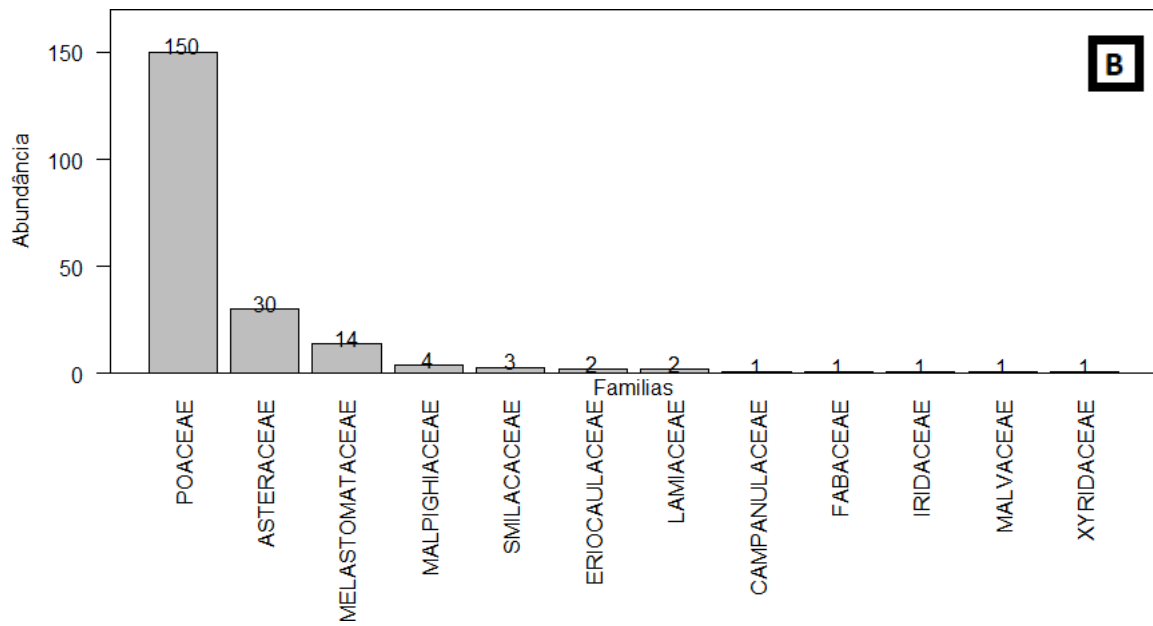
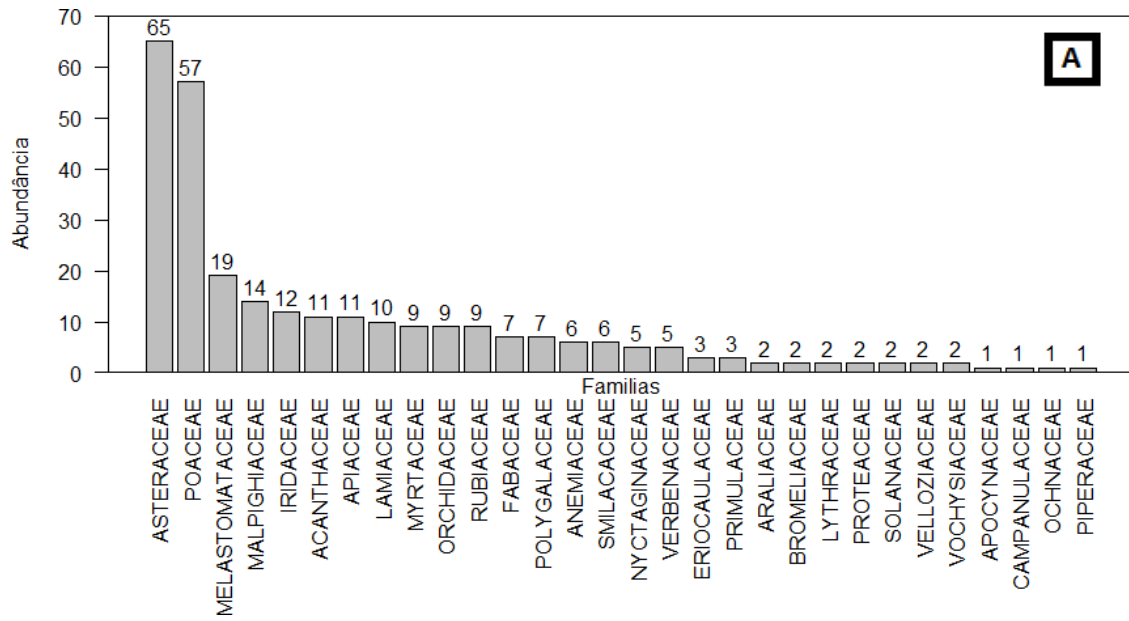


Figura 7 - Abundância de indivíduos por famílias. A) Área preservada B) Área queimada.

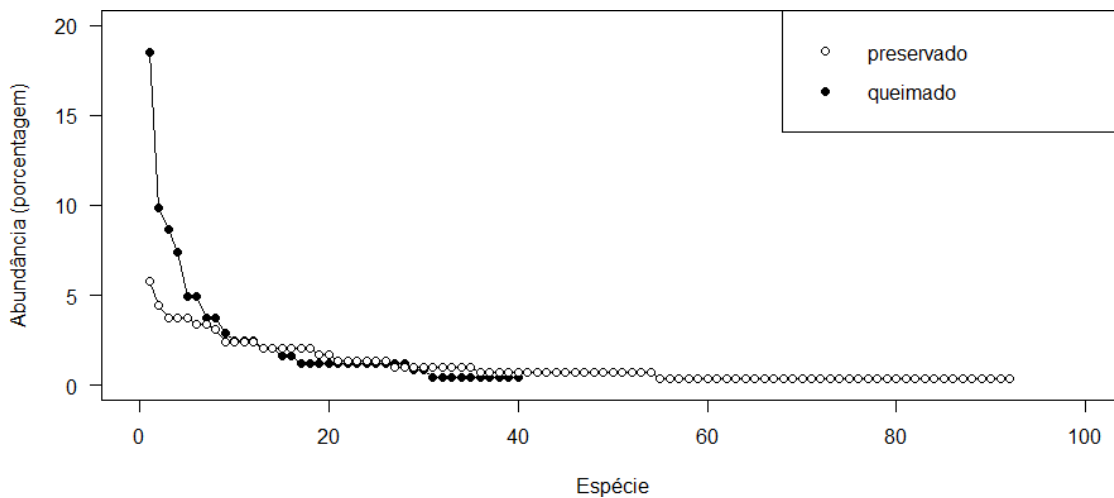


Figura 8 - Diagrama de Whittaker relacionando a distribuição de abundâncias por espécie em ambiente preservado e queimado.

A abundância média de indivíduos coletados por ambiente foi de 97,6 na área preservada e de 81 na área queimada. De forma isolada, a abundância não remete informação sobre a biodiversidade.

A forma mais simples de se medir a diversidade é através da riqueza de espécies, que informa sobre o número destas em uma determinada região, sendo uma unidade fundamental para a avaliação da homogeneidade de um ambiente. Tanto a riqueza de famílias (Figura 9) como de espécies (Fig 10) foram significativamente maiores na área preservada em relação à área queimada. Na área preservada a riqueza média de famílias foi de 21,6, enquanto na área queimada a riqueza média foi de 8 famílias, um valor quase três vezes menor e que possui uma diferença estatisticamente significativa, $p = 0,036$ (Figura 9). A riqueza de espécies seguiu o mesmo padrão, apresentando uma redução significativa na área queimada, que teve uma riqueza média 18,6 espécies enquanto na área preservada a média foi de 45,6, uma diferença que é estatisticamente significativa, $p = 0,004$ (Figura 10).

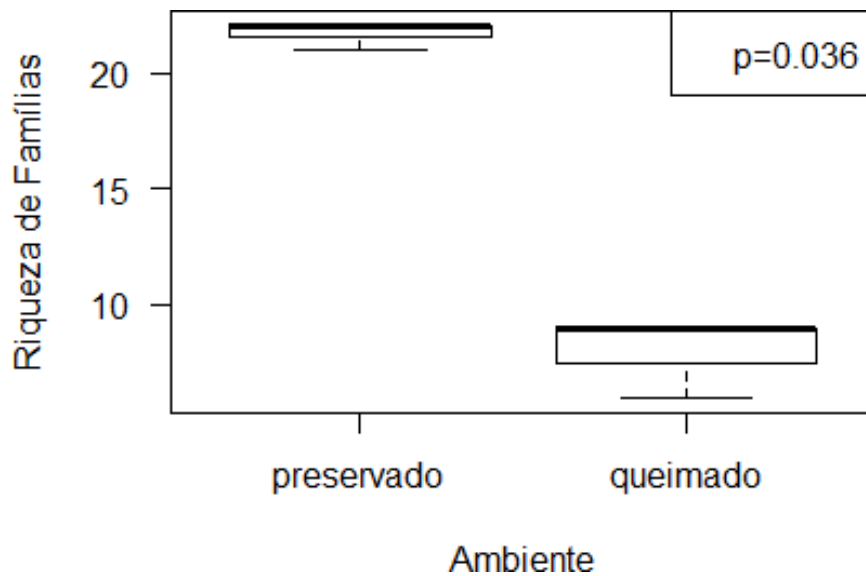


Figura 9 - Diferença de medianas de riqueza de famílias entre locais em ambiente preservado e locais em ambiente queimado (1 ano após incêndio). Traço em negrito indicando as medianas e traços mais claros indicando os mínimos e primeiro quartil, $n = 6$, $p = 0,036$, $W = 9$. Valores calculados a partir de teste não paramétrico de Mann-Whitney.

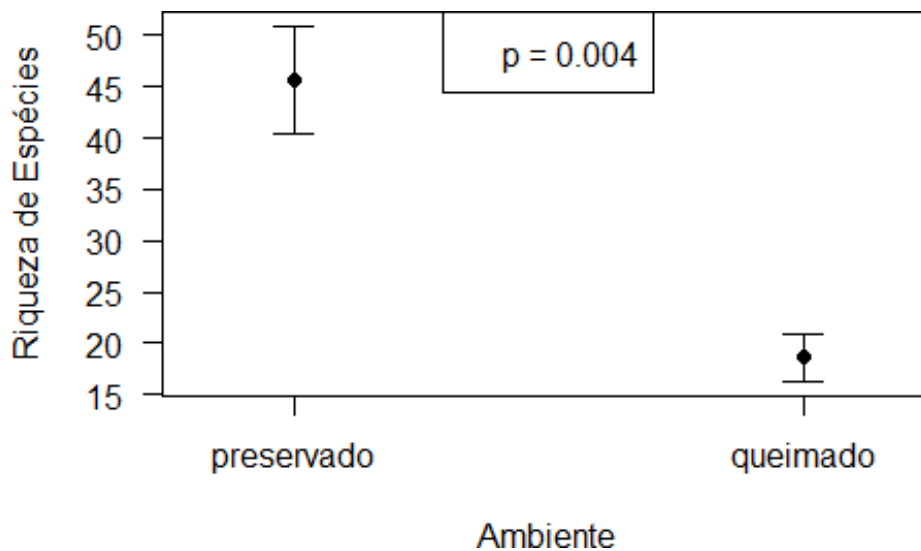


Figura 10 - Diferença de médias de riqueza de espécies entre locais em ambiente preservado e locais em ambiente queimado (1 ano após incêndio). Pontos indicando as médias e barras indicando o erro padrão, $n = 6$, $p = 0,004$, $t = 4,75$, $gl = 4$. Valores calculados por teste T.

O efeito do fogo (após 1 ano da sua incidência) sobre a diversidade de espécies também foi estimado pelo índice de Shannon. A área preservada apresentou um índice de 4,14, na área queimada o índice foi de 3,11 (Figura 11). No perfil de diversidade, para todos os valores de alpha, a medida de diversidade na área preservada é maior que na área queimada, pois tanto a riqueza de espécies, quanto a equabilidade, são maiores na área preservada ao compará-la à área queimada (Figura 12).

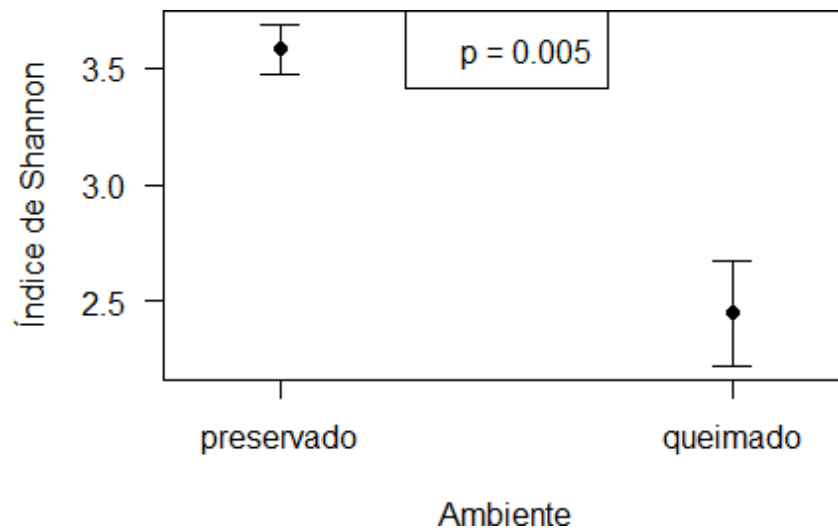


Figura 11 - Diferença média de valores de índice de diversidade de Shannon entre locais de ambiente preservado e locais em ambiente queimado (1 ano pós incêndio). Pontos indicando as médias e barras indicando o erro padrão, $n=6$, $t = 4.5315$, $df = 4$. Valores calculados por teste T.

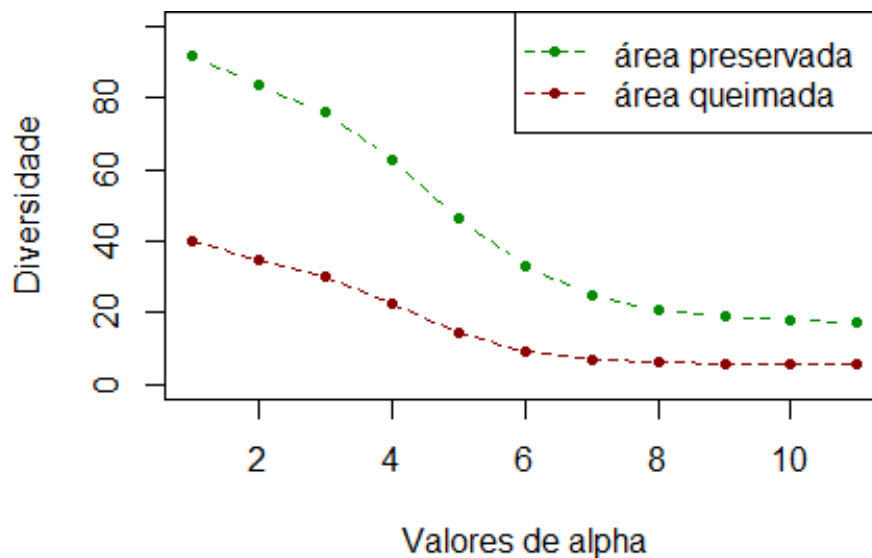


Figura 12- Perfil de Diversidade. Para o parâmetro $alpha$ (a) = 0, o valor de diversidade é igual à riqueza das amostras. Para a tendendo a 1, o valor de diversidade é equivalente ao Índice de Shannon. Para $a = 2$, o valor é igual ao obtido com o inverso do Índice de Simpson ($1/D$). Valores muito altos de a avaliam apenas equabilidade e desprezam riqueza de espécies.

A organização das comunidades vegetais nas áreas preservada e queimada está apresentada na Figura 13 através do escalonamento multidimensional não-métrico, NMDS. O índice de estresse foi menor que 0,2, ponto de corte utilizado para inferir se o nível de distorção dos valores da matriz de distância ordenados em duas dimensões é baixo. A partir do NMDS com valor de estresse de 0,16 e do teste ANOSIM com $p = 0,001$, pode-se confirmar que as distâncias (diferenças) médias entre pontos (unidades amostrais), que pertencem ao mesmo ambiente, preservado ou queimado, são menores do que a diferença entre unidades amostrais pertencentes a ambientes diferentes. Conclui-se que a comunidade da área queimada, mesmo decorridos 12 meses do incêndio, é qualitativamente diferente da área preservada formando dois grupos bem definidos que não se comunicam pois não há sobreposição.

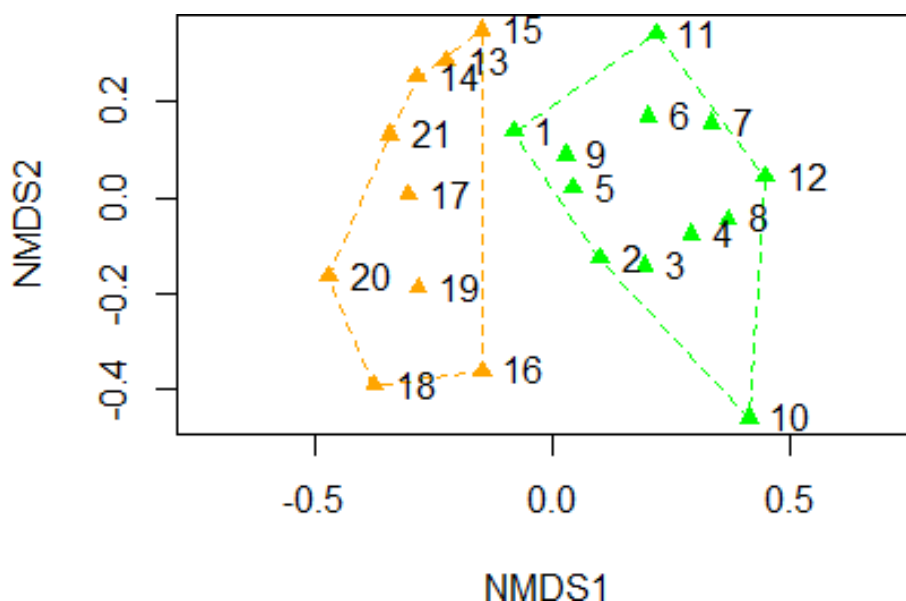


Figura 13 – Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) baseado no coeficiente de Bray Curtis (stress = 0,164; $R_{ANOSIM} = 0,60$, $P_{ANOSIM} = 0,001$). Área verde = área preservada; área laranja = área após 1 ano da queimada.

As amostras coletadas aos 3 e 12 meses pós incêndio apresentaram grande alteração na composição de espécies, como mostrado na Tabela 2. Das 35 espécies coletadas 3 meses após a queimada, apenas 5 foram encontradas na segunda coleta, 12 meses após, sendo elas *Aldama tenuifolia*, *Bulbostylis paradoxa*, *Eriochrysis holcoides*, *Paspalum repandum* e *Sporobolus aeneus* var. *angustifolius*. Cabe ressaltar que grande parte das espécies encontradas na área 3 meses após o incêndio possuíam estruturas subterrâneas, como bulbos e tubérculos.

Tabela 2 - Comparação de espécies coletada 3 e 12 meses após o fogo. Espécies em vermelho foram encontradas em ambas as coletas.

Três meses após fogo		Um ano após fogo	
Espécies	Famílias	Espécies	Famílias
<i>Ruellia geminiflora</i>	Acanthaceae	<i>Achyrocline satureoides</i>	Asteraceae
<i>Pfaffia jubata</i>	Amaranthaceae	<i>Ageratum myriadenium</i>	Asteraceae
<i>Pfaffia velutina</i>	Amaranthaceae	<i>Aldama tenuifolia</i>	Asteraceae
<i>Pfaffia</i> sp.	Amaranthaceae	<i>Aspilia subpetiolata</i>	Asteraceae
<i>Habranthus irwinianus</i>	Amaryllidaceae	<i>Asteraceae</i> sp. 4	Asteraceae
<i>Mandevilla illustris</i>	Apocynaceae	<i>Chromolaena barbacensis</i>	Asteraceae
<i>Aldama tenuifolia</i>	Asteraceae	<i>Chromolaena decumbens</i>	Asteraceae
<i>Aspilia foliacea</i>	Asteraceae	<i>Richterago radiata</i>	Asteraceae

<i>Baccharis orbignyana</i>	Asteraceae	<i>Wahlenbergia linarioides</i>	Campanulaceae
<i>Chrysolaena desertorum</i>	Asteraceae	<i>Bulbostylis paradoxa</i>	Cyperaceae
<i>Chrysolaena obovata</i>	Asteraceae	<i>Lagenocarpus rigidus</i>	Cyperaceae
<i>Chrysolaena simplex</i>	Asteraceae	<i>Cyperaceae sp.1</i>	Cyperaceae
<i>Inulopsis camporum</i>	Asteraceae	<i>Cyperaceae sp.2</i>	Cyperaceae
<i>Trixis glaziovii</i>	Asteraceae	<i>Actinocephalus bongardii</i>	Eriocaulaceae
<i>Bulbostylis paradoxa</i>	Cyperaceae	<i>Chamaecrista mucronata</i>	Fabaceae
<i>Scleria leptostachya</i>	Cyperaceae	<i>Iridaceae sp.2</i>	Iridaceae
<i>Paepalanthus aequalis</i>	Eriocaulaceae	<i>Aegiphila verticillata</i>	Lamiaceae
<i>Acalypha claussenii</i>	Euphorbiaceae	<i>Hyptis rotundifolia</i>	Lamiaceae
<i>Croton antisiphiliticus</i>	Euphorbiaceae	<i>Byrsonima vacciniifolia</i>	Malpighiaceae
<i>Croton sp.</i>	Euphorbiaceae	<i>Peixota tomentosa</i>	Malpighiaceae
<i>Euphorbia potentilloides</i>	Euphorbiaceae	<i>Peltaeae polymorpha</i>	Malvaceae
<i>Galactia boavista</i>	Fabaceae	<i>Cambessedesia sp.</i>	Melastomataceae
<i>Zornia reticulata</i>	Fabaceae	<i>Marcetia taxifolia</i>	Melastomataceae
<i>Sisyrinchium vaginatum</i>	Iridaceae	<i>Microlicia glandulifera</i>	Melastomataceae
<i>Eriope macrostachya</i>	Lamiaceae	<i>Aristida recurvata</i>	Poaceae
<i>Camarea ericoides</i>	Malpighiaceae	<i>Echinoalaena inflexa</i>	Poaceae
<i>Tetrapteryx jussieuana</i>	Malpighiaceae	<i>Eriochrysis filiformis</i>	Poaceae
<i>Eriochrysis holcoides</i>	Poaceae	<i>Eriochrysis holcoides</i>	Poaceae
<i>Paspalum repandum</i>	Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i>	Poaceae
<i>Paspalum sp. 1</i>	Poaceae	<i>Paspalum erianthum</i>	Poaceae
<i>Paspalum sp. 2</i>	Poaceae	<i>Paspalum pectinatum</i>	Poaceae
<i>Sporobolus aeneus var. angustifolius</i>	Poaceae	<i>Paspalum polyphyllum</i>	Poaceae
<i>Monnina stenophylla</i>	Polygalaceae	<i>Paspalum repandum</i>	
<i>Turnera oblongifolia</i>	Turneraceae	<i>Sporobolus aeneus var. angustifolius</i>	Poaceae
<i>Lippia lupulina</i>	Verbenaceae	<i>Trachypogon spicatus</i>	Poaceae
		<i>Poaceae sp. 1</i>	Poaceae
		<i>Poaceae sp. 2</i>	Poaceae
		<i>Poaceae sp. 3</i>	Poaceae
		<i>Smilax oblongifolia</i>	Smilacaceae
		<i>Xyris sp.</i>	Xyridaceae

O fogo pode ocasionar alterações nas abundâncias relativas das espécies e influenciar na sucessão da vegetação (Sampaio *et al.*, 1993; Bilbao *et al.*, 2009), a ponto de levar a uma progressiva simplificação da composição florística e da estrutura da comunidade ao longo do tempo (Libano & Felfili, 2006).

A partir dos nossos dados pode-se notar uma redução significativa da riqueza de famílias, de espécies e da equabilidade na área queimada, em relação à área preservada, resultando em uma menor diversidade. Além disso, o fogo promoveu uma redução abrupta de grande parte das espécies arbustivas e sub-arbustivas, como é o caso de indivíduos das espécies *Trembleya laniflora* (Figura 4D) e *Trembleya parviflora*, arbustos pertencentes à família Melastomataceae, que estavam presentes em grande número anteriormente à queimada e que não sobreviveram (observação pessoal). De fato, grande parte dos indivíduos não resistiu ao fogo o que gerou uma mudança na composição e abundância da comunidade vegetal. Provavelmente, a principal razão de mortalidade para a maioria das espécies foi a alta temperatura atingida nas queimadas, com a qual limiares de mortalidade biológica de tecidos vegetais, inclusive de sementes, são alcançados (Neary *et al.*, 2005). Cabe acrescentar que evidências disponíveis sugerem que não há germinação acionada por fogo em Campo Rupestre (Le Stradic *et al.*, 2015).

Como apontado por Morrison *et al.* (1996), a extinção local de espécies sensíveis às queimadas, pode ocorrer devido a regimes de fogo com intervalos mais curtos do que o período juvenil primário dessas plantas, sendo este definido pelo tempo levado pelos indivíduos jovens para atingirem a primeira reprodução (Gill, 1977). Além disso, pode ocorrer morte de indivíduos considerados tolerantes ao fogo, devido às queimadas com frequência maior do que o período juvenil primário dessas plantas, que nesse caso é definido como o tempo que os indivíduos jovens demoram para atingir o tamanho tolerante ao fogo. Haverá, também, menor sucesso no recrutamento para população de plantas tolerantes ao fogo, se a frequência de incêndios for menor que o período juvenil secundário, sendo este o tempo gasto para adultos sobreviventes para alcançar a primeira reprodução pós-fogo (Gill, 1977). Segundo Morrison *et al.* (1996) os arbustos lenhosos são os mais afetados por intervalos relativamente curtos entre queimadas, pois espécies herbáceas e semi-lenhosas têm comparativamente períodos juvenis primários e secundários curtos, permitindo-lhes completar o seu ciclo de vida com sucesso, mesmo sob uma frequência de queimadas maior.

O efeito deletério das queimadas sobre espécies arbustivas, as quais possuem um ciclo de vida mais longo, foi relatado por Miranda (2009) em trabalho de revisão sobre os efeitos do fogo no Cerrado, como também em estudo dos efeitos do fogo ao longo de 18 anos (Pivello *et al.*, 2010), no qual foi observado maior abundância de indivíduos lenhosos

nos plots que foram protegidos de incêndios por 36 anos. Queimadas repetidas podem também eliminar espécies que são consideradas tolerantes, como as que possuem capacidade de rebrota, reduzindo sua capacidade de regeneração e restringindo sua capacidade reprodutiva (Syphard *et al.*, 2009). Este evento foi observado por Furst *et al.* (2017) na espécie *Coccoloba cereifera* (Polygonaceae), arbusto de Campo Rupestre conhecido por sua capacidade de rebrota. Além disso, Neves & Conceição (2010) observaram elevada mortalidade de *Vellozia puctulata*, mesmo que a família Velloziaceae seja conhecida por sua tolerância ao fogo.

No trabalho de Kauffman *et al.* (1994) foi visto que o comprimento da chama, profundidade, altura e a intensidade da linha de fogo foram maiores nos locais de campo limpo e campo sujo, onde predominam espécies herbáceas, resultando em maior mortalidade dos tecidos vegetais e mantendo uma fisionomia com ausência de arbustos ou árvores. Assim, devido ao seu alto grau de inflamabilidade, a biomassa de gramíneas foi observada como a principal influência no comportamento do fogo, concluindo assim que a relação entre vegetação e fogo é circular, na medida em que as diferenças no comportamento do fogo e no consumo de biomassa provavelmente influenciarão a estrutura da comunidade pós-fogo.

A redução da riqueza de espécies, em relação à área preservada, promovida pelo fogo, poderia ser entendida como uma consequência da redução de propágulos. Porém, além disso, houve alterações dos padrões qualitativos de biodiversidade, dada pelo escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Assim, além da redução da diversidade o fogo promoveu mudanças nos padrões da vegetação, com substituição de espécies. Essa substituição ocorreu logo após o incêndio e teve continuidade decorridos 12 meses (Tabela 2), conferindo maior divergência em relação à área preservada.

Esta alteração dos padrões sucessionais podem ser explicadas por fatores do solo, tais como sua fertilidade, constituindo uma pressão seletiva sobre a sucessão vegetal. Através do teste de permutação de matrizes de Mantel, pode-se afirmar que 79% da variação na estrutura das comunidades (espécies presentes nas unidades amostrais) coincide com a variação dos nutrientes, matéria orgânica, CTC e umidade do solo ($p = 0,01$). Tal mudança nos padrões nutricionais pode explicar a substituição das espécies

arbustivas e sub-arbustivas por gramíneas, que possuem elevada abundância nesta área, incluindo a presença do capim invasor *Melinis minutiflora*.

Fertilidade do solo

Os resultados da análise física (textural) do solo se encontram na Tabela 3. A textura é a mesma para as três áreas, preservada, queimada e degradada, que são contíguas. Trata-se de um solo arenoso, sendo a areia responsável por 81% de sua composição, com porcentagem de argila muito baixa, 3,81%. Consequentemente, é um solo que retêm menos água que solos com maior conteúdo de argila, já que as partículas são maiores, favorecendo a macroporosidade e, portanto, aumentando a drenagem. Um outro fator que poderia ser afetado devido ao baixo teor de argila é a fertilidade, pois as argilas, junto à matéria orgânica húmica são responsáveis pela CTC do solo, que representa a capacidade de disponibilização de nutrientes (Brady & Weil, 2013).

Alguns autores observaram uma tendência a texturas mais grosseiras do solo após a passagem do fogo, devido, em certa medida, a uma formação induzida pelo calor, de grumos estáveis das frações argila e silte (Almendros *et al.*, 1984; Ulery & Graham, 1993; Ketterings *et al.*, 2000; González-Pérez *et al.*, 2004).

Tabela 3 - Análise textural do solo das áreas preservada, queimada e degradada.

Variáveis	Quantidade
Argila (%)	3.81
Silte (%)	14.88
Areia (%)	81.04
Densidade (g/cm ³)	1.1

O conteúdo de água no solo, estimado a partir da perda de água de amostras coletadas nas três áreas (preservada, queimada e degradada), não apresentou diferença estatística entre elas, $p = 0,27$ (Tabela 4). Este resultado seria previsível considerando se

tratar de afloramento rochoso sobre nascente que aflora a 10 cm de profundidade ao longo da linha do lençol freático. Os afloramentos funcionam como área de recarga hídrica para toda a área. Em áreas que não estão relacionadas com nascente, o fogo pode afetar a umidade do solo promovendo alteração da vegetação. Quesada *et al.* (2004; 2008) constataram que a redução da densidade de espécies lenhosas depois de queimadas, afetou o regime de água do solo em locais de cerrado campo sujo e cerrado *sensu stricto*.

Tabela 4 - Porcentagem de perda de água do solo.

Ambiente	Preservado	Queimado	Degradado
Média e desvio	18.34 ± 9.58	9.35 ± 0.7	7.72 ± 0.38

Os resultados da análise química do solo se encontram na Tabela 5, com os valores médios e desvio padrão para as áreas preservada (AP), queimada (AQ) e degradada (AD), e comparações estatísticas entre elas em valores de p.

Tabela 5 - Análise química do solo (média e desvio), com valores comparativos entre os tratamentos. (AP = Área Preservada, AQ = Área Queimada, AD = Área Degradada). Variáveis com valor de p significativo em negrito, e valores sinalizados com asterisco (*). Valores calculados por Anova e Teste de Tukey. Variáveis em itálico foram analisadas utilizando-se teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

Variáveis	AP	AQ	AD	Valor de p	AP vs AQ (p)	AP vs AD (p)	AQ vs AD (p)
pH	4.76 ± 0.05	4.49 ± 0.13	4.48 ± 0.26	0.16	0.22	0.2	0.99
CTC (meq/100 g)	8.39 ± 1.23	3.11 ± 0.22	1.61 ± 0.06	0.0006 *	0.0002*	0.00006*	0.09
Matéria Orgânica (%)	3.48 ± 0.76	1.95 ± 0.60	0.82 ± 0.032	0.003 *	0.035 *	0.002 *	0.1
Fósforo (P) (mg/Kg)	6.88 ± 0.50	8.14 ± 3.19	6.99 ± 1.15	0.7	0.73	0.99	0.76
Potássio (K) (mg/Kg)	45.88 ± 5.61	27.21 ± 4.04	28.44 ± 10.91	0.03 *	0.05 *	0.064	0.97
Cálcio (Ca) (mg/Kg)	157.55 ± 67.40	210.47 ± 21.82	111.22 ± 39.31	0.1	0.4	0.48	0.09
Magnésio (Mg) (mg/Kg)	26.33 ± 8.50	18.03 ± 2.08	18.88 ± 3.09	0.19	0.21	0.27	0.97
Enxofre (S) (mg/Kg)	7.77 ± 1.26	11.36 ± 2.24	10.77 ± 1.95	0.11	0.12	0.2	0.92
<i>Boro (B) (mg/Kg)</i>	0.2 ± 0	0.1 ± 0.01	0.17 ± 0.08	0.12	0.11	0.77	0.26
Cobre (Cu) (mg/Kg)	0.2 ± 0	0.1 ± 0	0.28 ± 0.05	0.02 *	0.01 *	0.02 *	0.0006 *
Ferro (Fe) (mg/Kg)	168.55 ± 25.48	162.77 ± 35.94	171.1 ± 20.97	0.93	0.96	0.99	0.93
Manganês (Mn) (mg/Kg)	17.22 ± 5.47	3.55 ± 0.77	2.99 ± 1.15	0.002 *	0.005 *	0.004 *	0.97
Zinco (Zn) (mg/Kg)	1.65 ± 0.66	0.95 ± 0.24	0.85 ± 0.06	0.1	0.17	0.11	0.95
Sódio (Na) (mg/Kg)	23 ± 0	35.59 ± 8.44	21.33 ± 0.88	0.02 *	0.04 *	0.9	0.02 *
Nitrato (NO₃⁻) (ppm)	1.26 ± 0.62	6.1 ± 1.96	5.83 ± 0.60	0.005 *	0.007 *	0.009 *	0.95
Amônio (NH₄⁺) (ppm)	10.66 ± 3.52	4.66 ± 0.68	4.8 ± 0.13	0.01 *	0.02 *	0.03 *	0.99

O pH do solo é relativamente ácido, variando de 4,48 a 4,76 como esperado para áreas de Campo Rupestre (Giulietti *et al.*, 1997; Alves *et al.*, 2014) e outros ambientes preservados, onde há grande quantidade de matéria orgânica húmica no solo (Brady & Weil, 2013). Não houve diferença estatística entre os valores de pH das três áreas (Tabela 5). Em trabalhos nos quais as análises foram feitas logo após o fogo, alguns autores citam que os valores de pH sobem devido às cinzas liberarem cátions que temporariamente aumentam o pH do solo, reduzem o Al trocável, o Fe e o Mn disponíveis (Coutinho 1990; Neary *et al.*, 2005; Pivello *et al.*, 2010). No entanto, outros autores relatam valores de pH inalterados (Brye, 2006; Alcañiz *et al.*, 2016; Valkó *et al.*, 2016). Considerando que as análises do presente trabalho foram feitas após 1 ano da ocorrência do incêndio e que assim os cátions disponibilizados pelas cinzas já foram lixiviados, a redução do pH seria prevista, resultando em valores iguais entre as áreas.

A CTC, capacidade de troca catiônica, é dada pelo número de cargas positivas, ou seja, cátions, que podem ser adsorvidos por unidade de massa de solo (Brady & Weil, 2013). Na área preservada a CTC foi alta, com uma média de 8,39 (meq/100g), já na área queimada e na área degradada, os valores de CTC foram, respectivamente 3,11 e 1,61 (meq/100g), sendo significativamente inferiores aos valores encontrados na área preservada (Tabela 5). O efeito negativo do fogo sobre a CTC do solo foi confirmado por Gimeno-Garcia *et al.* (2000) que também verificaram este efeito tanto sob fogo intenso como sob uma queimada moderada.

A CTC é um importante indicador de fertilidade, já que mede a capacidade de um solo em disponibilizar os nutrientes para as plantas. Esta função é executada pela argila ou pela matéria orgânica húmica. Uma vez que o conteúdo de argila nos solos arenosos é baixo, como demonstrado nos resultados de análise textural (Tabela 3), o conteúdo de matéria orgânica (MO) presente é o maior responsável pela CTC e pela fertilidade do solo, sendo a CTC apresentada pela matéria orgânica húmica 10 vezes maior que da argila (Brady & Weil, 2013). Portanto o efeito deletério do fogo sobre a CTC deve estar relacionado ao efeito negativo sobre a MO do solo.

O conteúdo de matéria orgânica na área preservada (3,48%) foi significativamente mais alto do que nas áreas queimada e degradada que apresentaram , respectivamente, 1,95% e 0,92%, as quais não diferiram estatisticamente (Tabela 3). Na AD não há

vegetação, sendo esperado um valor baixo. Já na AQ, onde há vegetação, seria esperado um valor maior.

A matéria orgânica começa a ser oxidada com a perda de carbono orgânico nos solos em temperaturas entre 100 e 200 °C. Na faixa de 130 e 190 °C as ligninas e hemiceluloses começam a degradar (Chandler *et al.*, 1983). A MO é totalmente carbonizada e mineralizada como CO₂ em torno de 460 °C (Kang & Sajjapongse, 1980; Giovannini *et al.*, 1988; Giovannini & Lucchesi, 1997). Temperaturas mais altas, acima de 300 °C, exercem mudanças estruturais na MO (Almendros *et al.*, 1990; Knicker *et al.*, 1996). Portanto a perda funcional da MO tal como da CTC se inicia em temperaturas um pouco maiores que 100 °C.

Gimeno-García *et al.* (2000) observaram a perda de matéria orgânica pela combustão durante um incêndio de alta intensidade (942 kg/ha), apesar de que em local com fogo moderado foi constatado um aumento da MO (8091 kg/ha) provavelmente pelo aporte de MO ao solo. A perda de matéria orgânica pelo fogo também foi observada por Kennard & Gholz (2001) em queimadas em floresta tropical seca na Bolívia. Além disso, Gimeno-García *et al.* (2000) constataram perda da matéria orgânica por erosão a partir de análise de sedimento, durante 1 ano após incêndio. Em plots que sofreram queimada intensa houve uma perda de 399 kg/ha de matéria orgânica, nos plots que tiveram um fogo moderado 366 kg/ha, enquanto que em área não atingida pelo fogo a perda de MO foi de 5,4 kg/ha.

A matéria orgânica húmica sofre alterações estruturais principalmente descarboxilações nas macromoléculas de ácido húmico e ácido fúlvico e um aumento na proporção de estruturas aromáticas em temperaturas acima de 300 °C (Almendros *et al.*, 1990, 1992; Knicker *et al.* 1996; González-Pérez *et al.* 2004). Essas alterações na matéria orgânica húmica geram a formação de um outro produto denominado "húmus piromórfico", que possui propriedades coloidais fracas, diminuindo sua função de CTC. Isso pode ser comprovado por nossos resultados, sendo a CTC na área queimada também muito baixa, como demonstrado acima (Tabela 5).

A ação do fogo sobre a matéria orgânica também pode resultar na formação de uma camada hidrofóbica, de espessura variada, alguns centímetros abaixo da superfície do solo,

causada pelo aquecimento da matéria orgânica durante um incêndio (Savage, 1974; DeBano *et al.*, 1976; Giovannini *et al.*, 1988). Essa camada repele a água, acarretando em diminuição da infiltração, com conseqüente aumento da vazão, resultando em erosão. Também foi observado que solos com textura mais grossa, como no caso de solos arenosos, podem formar uma camada repelente mais grossa, pois uma dada quantidade de matéria orgânica pode cobrir mais a superfície das partículas desse solo do que de um solo com textura mais fina (DeBano *et al.*, 1976). A formação de camada repelente no solo pode trazer sérias conseqüências para uma área de Campo Rupestre sobre nascente, sendo, portanto, indicado maior investigação a respeito, na área de estudo do presente trabalho, com enfoque na infiltração e escoamento da água. No entanto, até o momento, não se registrou nenhum foco erosivo na área.

Sob condições naturais, as proporções de cátions presentes são fortemente influenciadas pelo material de origem do solo e também pelo grau em que está ocorrendo lixiviação (Brady & Weil, 2013), além da vegetação presente. Portanto, para uma compreensão da origem dos nutrientes e sua diferença entre as áreas é necessário considerar o tipo de rocha matriz presente na área.

Os valores de fósforo (P), 6,88 mg/kg em AP, 8,14 mg/kg em AQ e 6,99 mg/kg em AD, não tiveram diferença estatística (Tabela 5), provavelmente pelo fato de que este possui origem da rocha matriz, e de que o P se movimenta pouco na maioria dos solos, sendo pouco solúvel e encontrado associado à matéria orgânica ou imobilizado pela microbiota. Dessa forma, pouco P é perdido por lixiviação, sendo a erosão e a absorção pelas plantas a forma de remoção do fósforo no solo (Lopes, 1998).

O potássio (K) se encontra significativamente mais alto na área preservada, com média de 45,88 mg/Kg. Os valores na área queimada e na degradada são respectivamente 27,21 mg/Kg e 28,44 mg/Kg (Tabela 5). O K é mais susceptível à lixiviação do que o P (Brady & Weil, 2013). Dessa forma, pode-se concluir que os valores inferiores de K em AQ e AD, pode ser devido à lixiviação, que é mais favorecida em função da diminuição da CTC nessas áreas.

Os macronutrientes secundários, cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), não diferiram entre as três áreas sugerindo origem inorgânica da composição da rocha (Tabela

5). O Ca geralmente satura 60 a 90% da CTC efetiva, já o Mg satura 5 a 20%, em solos moderadamente ácidos (Brady & Weil, 2013). Já o S, em decorrência de sua carga negativa (presente sob a forma de SO_4^-), não é atraído para a superfície das argilas e da matéria orgânica, exceto sob certas condições. Ele permanece na solução do solo, e assim poderia ser prontamente lixiviado (Lopes, 1998). O que aparentemente não está ocorrendo na área.

Os micronutrientes boro (B), ferro (Fe) e zinco (Zn) também não diferiram entre as três áreas (Tabela 5). Fe está presente na rocha matriz, sob a forma de Fe_2O_3 e hidróxidos de ferro e de alumínio adsorvem grandes quantidades de boro (McPHAIL et al., 1972), e de zinco, que não se movimenta muito por lixiviação (Siddle & Kardos 1977; De Camargo, 1991).

O cobre (Cu) se encontra em níveis mais elevados na área degradada, 0,28 mg/Kg. Na área preservada, os valores de Cu são mais elevados que na área queimada, sendo esses 0,2 mg/Kg e 0,1 mg/Kg, respectivamente (Tabela 5). Solos arenosos, com baixos teores de matéria orgânica podem tornar-se deficiente em Cu, por causa das perdas por lixiviação (Lopes, 1998). Entretanto, o Cobre é também adsorvido por óxidos de ferro, alumínio e manganês, como acontece com o zinco e o boro (De Camargo, 1991).

O manganês (Mn) está presente em níveis mais elevados na área preservada, 17,22 mg/Kg do que na área queimada e degradada, 3,55 mg/Kg e 2,99 mg/Kg, respectivamente, indicando uma possível lixiviação nas outras áreas (Tabela 5). O Mn está sujeito a intensa lixiviação ao longo do tempo, se o pH for baixo e as condições forem anaeróbicas (De Camargo, 1991).

Já os níveis de sódio (Na), foram significativamente mais altos na área queimada, 35,59 mg/Kg, comparando-se com a área preservada e área degradada, nas quais os valores foram 23 mg/Kg e 21,33 mg/Kg respectivamente (Tabela 5). Considerando que o Na foi aportado pela queima da vegetação o que resultou em concentração elevada deste elemento em relação à área preservada, é possível que este possa ter exercido uma pressão seletiva que influenciou a sucessão na área queimada, tendo em vista que as plantas nativas não estão adaptadas a estas concentrações de Na, o que pode representar um fator de estresse.

O nitrogênio sob a forma de amônio (NH_4^+) foi predominante na área preservada, 10,66 ppm, em relação ao nitrato (NO_3^-), 1,26 ppm (Tabela 5). As raízes das plantas podem absorver tanto o amônio como o nitrato, mas apresentam graus de afinidades diferentes (Xu *et al.*, 2012), devido à expressão de diferentes transportadores, de acordo com a espécie (Nacry *et al.*, 2013). O NH_4^+ é a forma química de N liberada na decomposição da matéria orgânica, e plantas nativas e microrganismos competem por este nutriente, que pode ser diretamente assimilado na célula via glutamato (Kuzyakov & Xu, 2013), sendo que em áreas preservadas, devido a esta competição, não há muito NH_4^+ disponível para a nitrificação, que produziria NO_3^- .

Já na área queimada e degradada, ocorre o inverso, a forma nítrica prevalece sobre a forma amoniacal (Tabela 5). Devido ao fogo, grande volume de biomassa nitrogenada foi aportado ao solo, e, na ausência das plantas foi progressivamente metabolizado pelas bactérias oxidantes de amônia (AOB) gerando nitrato. O mesmo sucede com a área degradada, que recebe o nitrato e amônio oriundo da lixiviação e na ausência das plantas o amônio é oxidado a nitrato. A nitrificação deve ter sido acelerada após às chuvas que incidiram 2 meses após o incêndio.

A abundância de nitrato, por sua vez, favorece as espécies vegetais que possuem constitutivamente os transportadores de nitrato ou que utilizam esta forma química mais eficientemente. Dessa forma, pode-se entender a alteração na biodiversidade ocorrida na área atingida pelo fogo como uma pressão seletiva na sucessão, favorecendo espécies que possuem maior afinidade pela forma de nitrato, que é o caso, por exemplo de espécies invasoras como o capim meloso, *Melinis minutiflora* (Figura 5B). Essa espécie já estava presente nas adjacências da área de estudo antes do fogo, e ocorreu em um dos transectos da área queimada, o que indica uma dispersão para a área.

Espécies invasoras podem facilitar queimadas e podem se expandir sob maior frequência destas, funcionando como combustível e abrindo clareiras, o que propicia sua expansão (Mack & D'Antonio, 1998). As interações estabelecidas entre as plantas invasoras e a biota nativa do solo podem levar a processos de retroalimentação positiva que reforçam a invasão e limitam a resistência e resiliência dos ecossistemas afetados (Rodríguez-Caballero *et al.*, 2017). A gramínea *M. minutiflora* apresenta um *feedback*

positivo, conforme visto por Ribeiro *et al.* (2017) aumentando a disponibilidade de nitrato através do estímulo rizosférico da comunidade bacteriana nitrificante portadora dos genes *amo A*. A literatura confirma este *feedback* em outros solos, onde a invasora tem como estratégia o aumento da disponibilidade de nitrato mediada pelos microrganismos nitrificantes (Hawkes *et al.*, 2005; Shannon-Firestone *et al.*, 2015). Assim, *M. minutiflora*, sendo altamente inflamável, aumenta a intensidade do fogo e favorece a sua dispersão, pois o seu crescimento será favorecido pelo aporte nutricional, especialmente de nitrogênio, advindo da vegetação queimada e mineralizada (Ribeiro *et al.*, 2017; Amaral *et al.*, 2017).

Após o incêndio, são liberados em grandes quantidades no solo H₂O, CO₂ e minerais contidos nas cinzas, além de CO, CH₄, hidrocarbonetos e frações particuladas de matéria orgânica e amônio (Cofer *et al.*, 1997 apud González-Pérez *et al.*, 2004). Com as chuvas subsequentes, esses nutrientes serão rapidamente utilizados pela vegetação pioneira (que rebrotou ou germinou) de crescimento rápido, que como observado nesse trabalho, já estava estabelecida 3 meses após a queimada. Ao longo da sucessão, os nutrientes são reciclados, retornando ao solo e utilizados pela vegetação em crescimento do estágio sucessional seguinte. Um ano após o incêndio a vegetação continuou sendo alterada, não revertendo aos padrões vegetacionais da área de referência, o que foi acompanhado por alterações na fertilidade do solo. Estes resultados nos leva a concluir que as alterações no solo, principalmente a perda de função de parte da matéria orgânica na adsorção dos nutrientes, aliada ao aporte de N-nítrico e de sódio decorrentes da queimada modificaram a direção do processo sucessional.

Incêndios interrompem o ciclo de nutrientes alterando a forma, a distribuição e a quantidade (McNabb & Cromack, 1990). Após um incêndio é comum encontrar um aumento dos nutrientes no solo (Úbeda *et al.*, 2005; Afif & Oliveira, 2006; Alcañiz *et al.* 2016) devido à mineralização da matéria orgânica com liberação de cátions (Kennard & Gholz, 2001). Este aumento imediato da fertilidade do solo muitas vezes sustentou o senso comum de uso de queimadas para limpeza de pastos. Porém, os efeitos ao longo do tempo são predominantemente negativos. Batmanian (1983) observou que durante 3 meses após uma queimada em um campo sujo há um aumento na disponibilidade de K, Ca e Mg no solo até uma profundidade de 60 cm mas que as plantas herbáceas e subarborescentes não reciclam a maioria dos nutrientes, resultando em sua lixiviação, o que gera empobrecimento subsequente do solo.

Um outro aspecto extremamente importante a ser considerado é a grande perda de nutrientes do ecossistema queimado na forma de fumaça liberada pelas chamas. Pode ocorrer grande perda de matéria orgânica, a qual começa a ser consumida na faixa de temperatura de 200 a 250 °C e está concluída em torno de 460 °C (Giovannini *et al.*, 1988). Em temperaturas superiores a 500 °C, começa a combustão do C orgânico (Guerrero, 2005). O N e S são facilmente volatilizados em um incêndio, e em temperaturas acima de 600 °C, até mesmo P pode ser perdido. Brye (2006) relatou que após 12 anos de queima anual em uma pradaria os valores de fósforo extraíveis (e outros nutrientes) diminuíram devido à volatilização e à erosão eólica. Os elementos alcalinos como Ca, K e Mg, menos voláteis que os elementos anteriores, são perdidos na forma de partículas. Dados de Coutinho (1979), Schiavini (1984) e Pivello-Pompeia (1985), demonstram que a quantidade de nutrientes minerais perdidos em um incêndio, por volatilização para a atmosfera, pode representar até três vezes a quantidade retornada por ano através da precipitação das partículas ou da sua dissolução na água da chuva.

Na Figura 14 está representada a análise de NMDS com envfit, na qual as variáveis biológicas (estrutura da comunidade vegetal) foram relacionadas às variáveis ambientais (umidade, CTC, MO, NH₄, NO₃, P, K, Na, Ca, Mg e S). A composição vegetal das unidades amostrais da área preservada foi discriminada das amostras da área queimada pela maior CTC ($r^2 = 0.96$), concentração de MO ($r^2 = 0.83$), NH₄⁺ ($r^2 = 0.67$) e K ($r^2 = 0.81$). Enquanto a composição vegetal das unidades amostrais da área queimada foi relacionada ao elevado conteúdo de NO₃⁻ ($r^2 = 0.77$), Na ($r^2 = 0.86$) e maior concentração de S ($r^2 = 0.73$) no solo. Embora os fatores citados apresentem um r^2 com alta explicação da variação, a concentração de MO e a CTC são os únicos fatores que apresentam um valor de p significativo, sendo estes 0.04 e 0.009, respectivamente. Esse resultado confirma que a mudança nos padrões de composição vegetal na área queimada, quando comparada à área preservada, está sendo direcionada pela alteração da concentração desses fatores ambientais

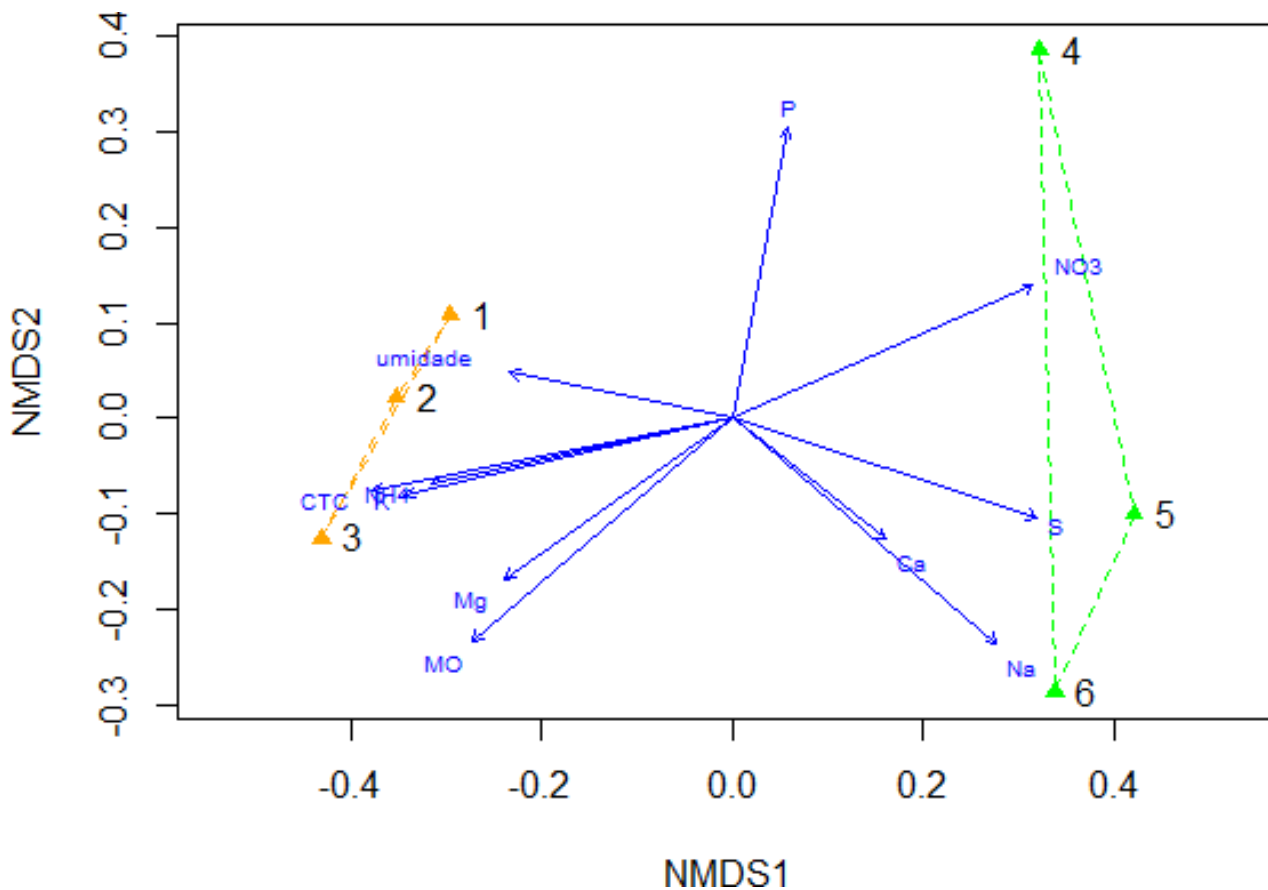


Figura 14 – Análise de NMDS com método envfit. Em laranja (triângulo 1, 2 e 3) são unidades amostrais pertencentes à área preservada. Em verde (triângulo 4, 5 e 6) são unidades amostrais pertencentes à área queimada.

Colonização Micorrízica

A colonização por fungos micorrízicos na área preservada, em plantas das famílias Asteraceae, Fabaceae, Malpighiaceae, Melastomataceae, Orchidaceae e Poaceae atingiu níveis de 33%, e os valores não diferiram entre as famílias ($p = 1$) (Figura 15A e Figura 16). Na área queimada a colonização em plantas das famílias Asteraceae, Cyperaceae, Malpighiaceae, Melastomataceae, Poaceae e Polygalaceae apresentou índices mais baixos, com média de 13,8% e os níveis de colonização também não diferiram entre as famílias ($p = 0,1$) (Figura 15B e Figura 16). Ao comparar a colonização das plantas entre as áreas preservada e queimada, pode-se observar uma redução significativa da colonização

micorrízica das raízes das plantas presentes na área que sofreu o incêndio, $p = 0.000001$ (Figura 16).

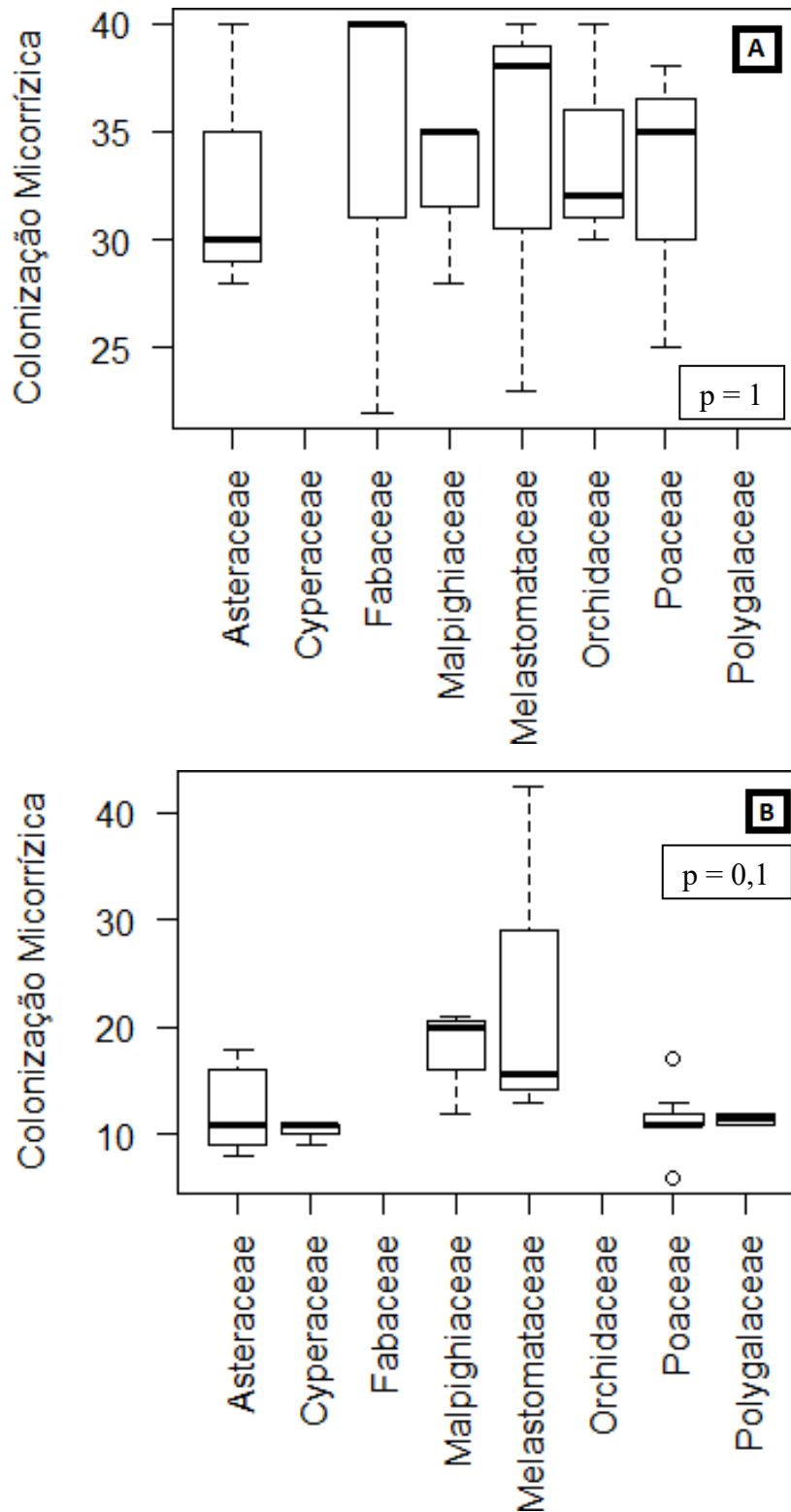


Figura 15 – Porcentagem de raízes colonizadas por fungos micorrízicos, por família botânica. **A)** Área preservada, $p = 1$, calculado a partir de teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. **B)** Área queimada, $p = 0,1$, calculado a partir de ANOVA

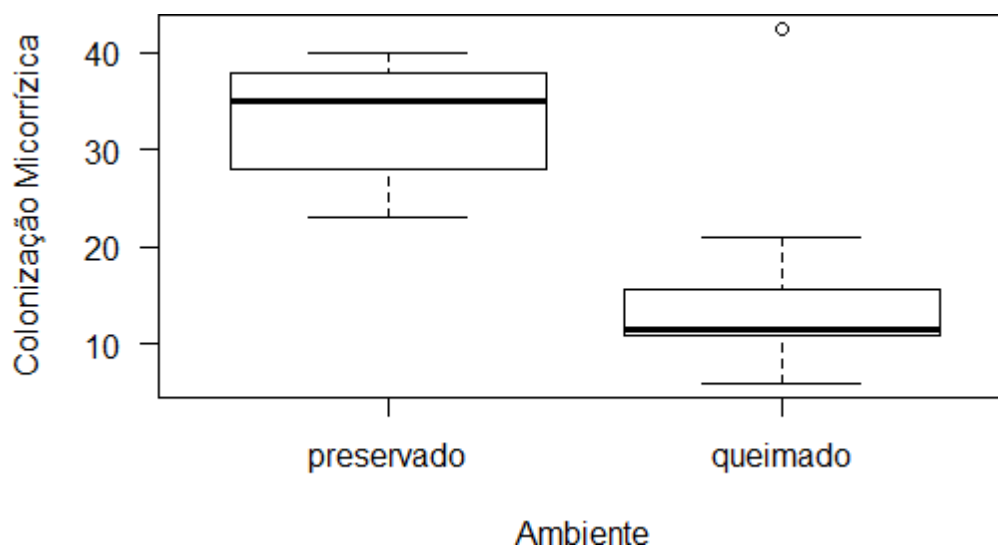


Figura 16 – Porcentagem de raízes colonizadas por fungos micorrízicos, por ambiente. n = 46, W = 486, p-value = 0.000001. Valores calculados a partir de teste não paramétrico de Mann-Whitney.

A literatura confirma o efeito deletério do fogo na biomassa microbiana do solo, como observado por Prieto-Fernández *et al.* (1998). Em geral, as bactérias são mais tolerantes ao calor do que os fungos (Bollen, 1969) e, portanto, o fogo favorece a predominância de bactérias sobre fungos (Dunn *et al.*, 1979; Bissett & Parkinson, 1980; Deka & Mishra, 1983). Além disso, uma presença aumentada de bactérias fixadoras de N após incêndios florestais foi observada (Johnson, 1992). Por outro lado, Guerrero (2005) observou que amostras de solo aquecidas a 200 °C tiveram um decaimento das UFC's (unidades formadoras de colônias) em torno de 99,6%, logo após o aquecimento. A população fúngica foi re-ativada somente 100 dias após o aquecimento, apresentando baixo restabelecimento.

A associação planta e fungos micorrízicos é resultante de um processo de co-evolução entre planta e microrganismos, onde a planta fornece carbono para o fungo (Smith & Read, 2010), enquanto o fungo busca nutrientes e água no solo, que são compartilhados entre si. Dessa forma, a associação favorece o estabelecimento da vegetação e seu crescimento, especialmente porque é capaz de estabelecer conexões entre planta-solo e planta-solo-planta através das hifas fúngicas, criando uma rede que permite a movimentação e troca de nutriente entre os partícipes da mesma (van der Heijden *et al.*,

2015). No trabalho de Reis (2019), realizado na mesma área preservada (AP) foi constatada a contribuição das micorrizas para a fertilidade e sustentabilidade deste Campo Rupestre, sendo que na área preservada a distribuição da colonização micorrízica foi equitativa entre os locais amostrados e 90% das raízes se encontravam colonizadas.

Estudos mostraram que esta simbiose é frágil e que a atividade micorrízica diminui com o aumento dos níveis de perturbação antropogênica (Allen & Allen, 1988; Janos, 1980). Entretanto, estudos dos efeitos do fogo mostraram resultados contrastantes. Klopatek *et al.* (1988) descobriram que a colonização de fungos micorrízicos arbusculares (AMF) em plantas hospedeiras foi moderadamente afetada em temperaturas do solo < 50 °C, significativamente reduzida entre 50-60 °C, e severamente reduzida quando a temperatura atingiu 80-90 °C. A 94 °C, houve uma perda total de AMF. Vilarino & Arines (1991) sugerem que AMF é afetado negativamente pelo fogo. Ao examinarem um ecossistema florestal na Espanha 1 ano após um incêndio, eles encontraram menores densidades de propágulos do solo e menor concentração de AMF na vegetação herbácea pós-fogo do que em áreas vizinhas não queimadas. Em contraste, Dhillion *et al.* (1988) observaram que os níveis de colonização de fungos AMF foram significativamente reduzidos em locais queimados quando comparados com locais não queimados, mas aumentaram significativamente após uma estação de crescimento. Os autores sugerem que a resposta dos fungos AMF ao fogo pode ser atribuída à alteração nas plantas hospedeiras, em vez do efeito direto do fogo, quando as temperaturas da queimada não atingem um nível alto o suficiente para matar todas as plantas, deixando assim uma grande quantidade residual de AMF no solo e nas raízes.

A redução da colonização micorrízica após 1 ano do incêndio não pode ser atribuída diretamente ao fogo já que grande parte dos propágulos microbianos são encontrados na camada de 20 cm de profundidade, que não sofre um impacto tão grande como a camada superficial, até 5 cm no solo. Assim, decorridos 12 meses do evento fogo, espera-se que a microbiota sobrevivente na camada de 20 cm tenha seu crescimento estimulado após o período chuvoso assim como o banco de sementes não danificado. Considerando que após 1 ano houve um decréscimo da fertilidade do solo, este fator pode ter alterado o crescimento da microbiota, assim como da vegetação. Dessa forma, a redução da colonização na área queimada pode ser consequência de um efeito indireto do fogo sobre a disponibilidade de nutrientes.

Na área preservada os níveis médios de colonização foram de 33% o que é considerado baixo, mas previsto para uma área clímax onde a distribuição dos nutrientes é equitativa seguindo o ritmo da decomposição. A colonização micorrízica é significativamente aumentada em áreas pobres em nutrientes devido à demanda nutricional das plantas, especialmente de N e P. Caso contrário, se há oferta de nutrientes no solo, como ocorre no momento após queimada, a colonização micorrízica é reduzida. Porém, após 12 meses de ocorrência do fogo, a oferta de nutrientes já foi reduzida e, portanto, seria esperado um aumento da colonização, o que não ocorreu, provavelmente por falta de propágulos ativos.

Na área preservada o N amoniacal derivado da decomposição da MO é a forma preferencial de nitrogênio que é distribuída pela rede micorrízica estabelecida pelos fungos micorrízicos associados às plantas da família Orchidaceae (OMF) e pelos fungos micorrízicos arbusculares (AMF). A família Orchidaceae possui estreita relação com os OMF, já que são dependentes dessa associação para germinar e apresentam uma especificidade hospedeira (McCormick *et al.*, 2004). Os fungos OMF, pertencentes ao filo Basidiomycota, podem ter um papel especial na decomposição do litter, pois essas espécies fúngicas primam pela excelência de sua capacidade decompositora da matéria orgânica do solo (Herrera *et al.*, 2017; Purahong *et al.*, 2016; Sietio *et al.*, 2018). Contrastantemente, os fungos AMF, que também colonizam a matéria orgânica do solo, não são capazes de decompor o litter (Hodge, 2014), mas apenas distribuem os nutrientes absorvidos, que foram oriundos da decomposição. Dessa forma a rede micorrízica no Campo Rupestre preservado pode ser entendida pela associação dos fungos OMF que estabelecem conexão entre orquídeas e matéria orgânica, assim como as conexões entre fungos AMF e orquídeas e fungos AMF e demais espécies vegetais, formando vias de distribuição de nutrientes principalmente N e P, oriundos da decomposição da matéria orgânica.

Uma vez que a família Orchidaceae não foi encontrada na área queimada o que pode ser atribuído ao empobrecimento dos propágulos fúngicos, a decomposição da matéria orgânica deve estar sendo realizada por outros grupos microbianos, tais como a população bacteriana decompositora. A rede micorrízica não foi estabelecida, pois a colonização micorrízica dos fungos arbusculares é baixa e a contribuição dos fungos micorrízicos associados às orquídeas é inexistente, o que modifica a dinâmica da fertilidade desse Campo Rupestre atingido pelo fogo, quando se compara com a área

preservada. Dessa forma, na ausência da rede micorrízica, o nitrogênio nítrico, mais solúvel, passa a ser preferencial em detrimento do amoniacal, veiculado pelo micélio fúngico. Estes resultados sugerem que houve uma alteração nas vias de decomposição da matéria orgânica, cujo produto final se tornou o N nítrico, o que gerou uma pressão seletiva para o estabelecimento da vegetação e da microbiota do solo, divergente daquela encontrada na área preservada.

CONCLUSÃO

O fogo não só reduziu a riqueza de espécies e de famílias, bem como alterou o padrão da composição vegetal em Campo Rupestre sobre quartzito, em relação à área preservada. Modificações na fertilidade do solo, com alteração de espécies químicas do metabolismo do nitrogênio e da microbiota do solo alteraram a sucessão vegetal aos 3 e 12 meses após o incêndio.

As alterações na sucessão de espécies na área queimada foram atribuídas à alteração na fertilidade do solo, com perda de função de parte da matéria orgânica, resultando em diminuição da CTC, aumento do conteúdo de nitrato e de sódio no solo, redução da colonização micorrízica arbuscular (AMF) e ausência dos fungos associados a família Orchidaceae (OMF). A ausência da rede micorrízica contribuiu para a alteração dos padrões de fertilidade do solo e de biodiversidade vegetal na área queimada. Tais alterações também podem modificar a sucessão na área degradada em recuperação e, portanto, recomenda-se recuperação da área queimada.

São necessários estudos posteriores relacionados à microbiota do solo, para conhecimento das espécies fúngicas e bacterianas que colonizam a área preservada e queimada, com foco nos decompositores ligados ao ciclo do N. Experimentos para se testar os efeitos de diferentes concentrações de NO_3 e Na sobre a vegetação da área também são importantes para compreender a pressão seletiva que estas formas químicas exercem na vegetação nativa. Além disso, recomenda-se acompanhamento da composição da vegetação e do solo da área queimada ao longo dos próximos anos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Afif, E., Oliveira, P. (2006). Efectos del fuego prescrito sobre el matorral en las propiedades del suelo. *Investig. Agrar. Sist. Recur. For.* 15 (3), 262–270

Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Farguell, J., & Úbeda, X. (2016). Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). *Science of the total environment*, 572, 1329-1335.

Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., & Úbeda, X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: a review. *Science of the Total Environment*, 613, 944-957.

Alkmim, F. F., Amorim, L. Q. A., Souza, K., Cavalcanti, J. A. D., Freitas, C. A., Lanfranchi, R. A. & Barbosa, V. C. (1996). A junção entre o sinclinal da Moeda eo homoclinal da serra do Curral, Quadrilátero Ferrífero, MG. In Congresso Brasileiro Geologia (Vol. 39, pp. 337-340).

Allen, E. B., & Allen, M. F. (1988). Facilitation of succession by the nonmycotrophic colonizer *Salsola kali* (Chenopodiaceae) on a harsh site: effects of mycorrhizal fungi. *American Journal of Botany*, 75(2), 257-266.

Almendros Martín, G., González-Vila, F. J., & Martín Martínez, F. (1990). Fire induced transformation of soil organic matter from an oak forest. An experimental approach to the effects of fire on humic substances.

Alves, R. J., & Kolbek, J. (2010). Can campo rupestre vegetation be floristically delimited based on vascular plant genera?. *Plant ecology*, 207(1), 67-79.

Alves, R. J. V., & Silva, N. G. (2011). O fogo é sempre um vilão nos campos rupestres?. *Biodiversidade Brasileira*, (2), 120-127.

Alves, R., Silva, N. G., Oliveira, J. A., & Medeiros, D. (2014). Circumscribing campo rupestre–megadiverse Brazilian rocky montane savanas. *Brazilian Journal of Biology*, 74(2), 355-362.

Amaral, J. O. ; Lacerda, T. J. ; Silva, S. L. L. ;Scotti M.R., Invasão de *Melinis minutiflora* no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM): recuperação das áreas invadidas. MG. BIOTA, v. 10, p. 17-32, 2017.

Baião, E. B. (2012). Estudo da Contribuição de *Mimosa calodendron* e da Dupla Simbiose de Bactérias Fixadoras de Nitrogênio e Fungos Micorrízicos para a Fertilidade do Campo Rupestre da Serra do Rola-Moça. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica.

Batmanian, G. J. (1983). Efeitos do fogo sobre a produção primária e a acumulação de nutrientes no estrato rasteiro de um cerrado. MSc thesis, Univ Brasilia, Brasilia-OF.

Benites, Vinicius M., Schaefer, Carlos Ernesto G. R., Simas, Felipe N. B., & Santos, Humberto G. (2007). Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. *Brazilian Journal of Botany*, 30(4), 569-577.

Bilbao, B.; Leal, A.; Méndez, C. & Delgado-Cartay, M.D. (2009). The role of fire in the vegetation dynamics of upland savannas of the Venezuelan Guayana. Pp 451-480. In: M.A. Cochrane (ed.). *Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics*. Chichester, Springer-Praxis

Bissett, J., & Parkinson, D. (1980). Long-term effects of fire on the composition and activity of the soil microflora of a subalpine, coniferous forest. *Canadian Journal of Botany*, 58(15), 1704-1721.

Bollen, G. J. (1969). The selective effect of heat treatment on the microflora of a greenhouse soil. *Netherlands Journal of Plant Pathology*, 75(1-2), 157-163.

Borges, G. C. (2008). Patrimônio Cultural da Serra da Calçada: Relatório de Monitoramento. *Associação para a Recuperação e Conservação Ambiental em Defesa da Serra da Calçada (ARCA-AMASERRA). Relatório Técnico. Belo Horizonte, Minas Gerais*, 120.

Bowman, D. M., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W. J., Cochrane, M. A., D'antonio, C. M. & Kull, C. A. (2011). The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of biogeography*, 38(12), 2223-2236.

Bradshaw, S. D., Dixon, K. W., Hopper, S. D., Lambers, H., & Turner, S. R. (2011). Little evidence for fire-adapted plant traits in Mediterranean climate regions. *Trends in plant science*, 16(2), 69-76.

Bradstock, R.A. (2008) Effects of large fires on biodiversity in south- eastern Australia: disaster or template for diversity? *Int. J. Wild. Fire* 17, 809–822.

Brady, N. C., & Weil, R. R. (2013). *Elementos da natureza e propriedades dos solos*. Bookman Editora.

Braun-Blanquet J. Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales. 3. ed. Madrid: Aum. Blume; 1979.

Brye, K.R., 2006. Soil physicochemical changes following 12 years of annual burning in a humid- subtropical tallgrass prairie: a hypothesis. *Acta Oecol.* 30, 407–413

Burkowski, P. M. (2013). *Vegetação e Flora da Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil: Levantamento e Análise da Similaridade Florística entre as Formações Campestres Ferruginosas e Quartzíticas*. Monografia, Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica.

Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), 1-10.

Chandler C, Cheney P, Thomas P, Trabaud L, Williams D. (1983). *Forest fire behavior and effects*. Fire in Forestry, vol. I. New York: Wiley.

Clarke, M.F. (2008) Catering for the needs of fauna in fire management: science or just wishful thinking? *Wild Res.* 35, 385–394

Conceição, A. A., Pirani, J. R., & Meirelles, S. T. (2007). Floristics, structure and soil of

insular vegetation in four quartzite-sandstone outcrops of "Chapada Diamantina", Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 30(4), 641-656.

Coutinho, L. M. (1979). Aspectos ecológicos do fogo no cerrado: III. A precipitação atmosférica de nutrientes minerais. *Revista brasileira de botânica*, 2, 97-101.

Coutinho, L. M. (1990). Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. In *Fire in the tropical biota* (pp. 82-105). Springer, Berlin, Heidelberg.

Coutinho, L. M. (2006). O conceito de bioma. *Acta botanica brasílica*, 20(1), 13-23.

DeBano, L. F., Savage, S. M., & Hamilton, D. A. (1976). The Transfer of Heat and Hydrophobic Substances During Burning 1. *Soil Science Society of America Journal*, 40(5), 779-782.

DeBano, L. F., Eberlein, G. E., & Dunn, P. H. (1979). Effects of Burning on Chaparral Soils: I. Soil Nitrogen 1. *Soil Science Society of America Journal*, 43(3), 504-509

De Camargo, O. A. (1991). Reações e interações de micronutrientes no solo. http://www.infobibos.com/Artigos/2006_3/Micronutrientes/

Deka, H. K., & Mishra, R. R. (1983). The effect of slash burning on soil microflora. *Plant and soil*, 73(2), 167-175.

Dhillon, S.S., Anderson, R.C., Liberta, A.E. (1988). Effect of fire on the ecology of little bluestem (*Schizachyrium scoparium*). *Can. J. Bot.* 66, 706-713.

Diniz, J. M. F. D. S., Dos Reis, A. A., Junior, F. W. A., & Gomide, L. R. (2014). Detecção da expansão da área minerada no quadrilátero ferrífero, minas gerais, no período de 1985 a 2011 através de técnicas de sensoriamento remoto. *Boletim de Ciências Geodésicas*, 20(3).

Do Carmo, F. F., & Jacobi, C. M. (2016). Diversity and plant trait-soil relationships among rock outcrops in the Brazilian Atlantic rainforest. *Plant and soil*, 403(1-2), 7-20.

Driscoll, D.A. et al. (2010) Resolving conflicts in fire management using decision theory: asset-protection versus biodiversity conservation. *Conserv. Lett.* 3, 1–920

Dunn, P. H., DeBano, L. F., & Eberlein, G. E. (1979). Effects of burning on chaparral soils: II. Soil microbes and nitrogen mineralization 1. *Soil Science Society of America Journal*, 43(3), 509-514.

Echternacht, L., Trovó, M., Oliveira, C. T., & Pirani, J. R. (2011). Areas of endemism in the Espinhaço range in Minas Gerais, Brazil. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206(9), 782-791.

EMBRAPA, S. (1997). Manual de métodos de análise de solo. *Rio de Janeiro: Embrapa Solos*.

Filgueiras, T. D. S., Nogueira, P. E., Brochado, A. L., & Guala, G. F. (1994). Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. *Cadernos de Geociências*, 12(1), 39-43.

Freckleton, R.P. (2004) The problem of prediction and scale in applied ecology: the example of fire as a management tool. *J. Appl. Ecol.* 41, 599–603

Gill, A.M. (1975) Fire and the Australian flora. *Australian Forestry*, 4-25.

Gill, A. M. (1977). Management of fire-prone vegetation for plant species conservation in Australia. *Journal of the Australian and New Zealand Association for the Advancement of Science*.

Gimeno-García, E., Andreu, V., & Rubio, J. L. (2000). Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science*, 51(2), 201-210.

Giovanetti, M. & Mosse, B. (1980). An evaluation of techniques for measuring vesicular

arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytol* 64: 489–500

Giovannini, G., Lucchesi, S., & Giachetti, M. (1988). Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*, 146(4), 255-261.

Giovannini, G., & Lucchesi, S. (1997). Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science*, 162(7), 479-486.

Giulietti, A. M., & Pirani, J. R. (1987). Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia. In *Proceedings*.

Giulietti, A. M. & Pirani, J. R., (1988). Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. – In: VANZOLINI, PE. and HEYER, WR. (Eds.). *Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências. p. 39-69.

Giulietti, A. M., Pirani, J. R., & Harley, R. M. (1997). Espinhaço range region eastern Brazil. *Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation*.

Goldammer, J. G. (2001). *FRA Global forest fire assessment 1990-2000, Forest Resources Assessment Programme*. Working Paper 55

González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G., & Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment international*, 30(6), 855-870.

Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Gómez, I., García-Orenes, F., & Jordán, M. M. (2005). Microbial recolonization and chemical changes in a soil heated at different temperatures. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 385-400.

Harley, R. M., (1995). Introduction. In STANNARD, B.L., HARVEY, YB. & HARLEY, RM. (Eds.). *Flora of the Pico das Almas, Chapada Diamantina – Bahia, Brazil*. London: Royal Botanic Gardens, Kew, p. 1-40.

Hawkes, C.V., Wren, I.F., Herman, D.J., Firestone, M.K., 2005. Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecol. Lett.* 8:976–985.

Janos, D. P. (1980). Mycorrhizae influence tropical succession. *Biotropica*, 56-64.

Johnson, D. W. (1992). Effects of forest management on soil carbon storage. In *Natural Sinks of CO₂* (pp. 83-120). Springer, Dordrecht.

Kang, B. T., & Sajjapongse, A. (1980). Effect of heating on properties of some soils from southern Nigeria and growth of rice. *Plant and Soil*, 55(1), 85-95.

Kauffman, J. B., Cummings, D. L., & Ward, D. E. (1994). Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology*, 519-531.

Keeley, J. E., & Rundel, P. W. (2005). Fire and the Miocene expansion of C₄ grasslands. *Ecology Letters*, 8(7), 683-690.

Keeley J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review. *Int J Wildland Fire* 18:116–126

Kennard D.K., Gholz H.L. (2001) Effects of high- and low- intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. *Plant Soil* 234:119–129

Klopatek, C.C., DeBano, L.F., Klopatek, J.M. (1988). Effects of simulated fire on vesicular-arbuscular mycorrhizae in pinon-juniper woodland soil. *Plant Soil* 109, 245-249.

Knicker, H., Almendros, G., González-Vila, F. J., Martín, F., & Lüdemann, H. D. (1996). ¹³C- and ¹⁵N-NMR spectroscopic examination of the transformation of organic nitrogen in plant biomass during thermal treatment. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(8), 1053-1060.

Kuzyakov, Y., Xu, X. (2013) Competition between roots and microorganisms for nitrogen:

mechanisms and ecological relevance. *New Phytol* 198:656-69.

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259-263.

Le Stradic S, Silveira F.A.O., Buisson E, Cazelles K, Carvalho V, Fernandes G.W. (2015) Diversity of germination strategies and seed dormancy in herbaceous species of campo rupestre grasslands. *Austral Ecol* 40:537–546

Libano, A.M. & Felfi li, M.J. (2006) Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos. *Acta Botanica Brasilica* 20: 927-936.

Lopes, A. S. (1998). Manual internacional de fertilidade do solo. *Piracicaba: Potafos*, 79-85.

Mack, M. C., & D'Antonio, C. M. (1998). Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(5), 195-198.

Mack, M. C., & D'Antonio, C. M. (1998). Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(5), 195-198.

McNabb, D. H., & Cromack Jr, K. (1990). Effects of prescribed fire on nutrients and soil productivity. *Natural and prescribed fire in the Pacific Northwest. Oregon State University Press, Corvallis, Oregon, USA*, 125-142.

McPhail, M., Page, A. L., & Bingham, F. T. (1972). Adsorption Interactions of Monosilicic and Boric Acid on Hydrous Oxides of Iron and Aluminum 1. *Soil Science Society of America Journal*, 36(3), 510-514.

Melo, A. S. (2008). O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica. Vol. 8, n. 3 (jul./set. 2008), p. 21-27.*

Messias, M. C. T. B., Leite, M. G. P., Neto, M., Alves, J. A., & Kozovits, A. R. (2012). Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. <http://www.repositorio.ufop.br/handle/123456789/4039>

Miranda, H. S., Sato, M. N., Neto, W. N., & Aires, F. S. (2009). Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. In *Tropical fire ecology* (pp. 427-450). Springer, Berlin, Heidelberg.

Moreno, M.I.C., Schiavini, I., (2001). Relação entre vegetação e solo em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia (MG). *Braz J. Bot.* 24:537–544.

Moraes, R., Delitti, W. B. C., & Struffaldi-de Vuono, Y. A. R. A. (1999). Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. *Brazilian Journal of Botany*, 22(1), 09-16.

Morrison, D. A., Buckney, R. T., Bewick, B. J., & Cary, G. J. (1996). Conservation conflicts over burning bush in south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 76(2), 167-175.

Mouillot, F., & Field, C. B. (2005). Fire history and the global carbon budget: a 1× 1 fire history reconstruction for the 20th century. *Global Change Biology*, 11(3), 398-420.

Mourão, M. A. A. (2007). Caracterização hidrogeológica do Aquífero Cauê, Quadrilátero Ferrífero, MG. Tese, Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Programa de pós-graduação em Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos. Orientador: Celso de Oliveira Loureiro.

Nacry, P., Bouguyon, E., Gojon, A. (2013) Nitrogen acquisition by roots: physiological and developmental mechanisms ensuring plant adaptation to fluctuation resource. *Plant and Soil* 370: 1–29.

Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., & Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest ecology and management*, 122(1-2), 51-71.

Neary DG, Ryan KC, DeBano LF (2005) Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42, vol. 4. U.S. Dept of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, United States, 250 p

Neves, S. P. S., & Conceição, A. A. (2010). Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha. *Acta Botanica Brasilica*, 24(3), 697-707.

Nunes, J. A., Schaefer, C. E., Ferreira Júnior, W. G., Neri, A. V., Correa, G. R., & Enright, N. J. (2015). Soil-vegetation relationships on a banded ironstone 'island', Carajás Plateau, Brazilian Eastern Amazonia. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 87(4), 2097-2110.

Phillips, J.M., Hayman, D.S. (1970) Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Trans Br Mycol Soc* 55:158–161.

Projeto APA Sul RMBH: geologia, mapa geológico, escala 1:50.000 em 3 partes. Sérgio L.da Silva (Org.), Eduardo A. Monteiro, Orivaldo F. Baltazar, Márcia Zucchetti - Belo Horizonte: SEMAD/CPRM, 2005.

Pivello-Pompeia, V.R. (1985). Exportação de macronutrientes para a atmosfera durante queimadas realizadas no campo cerrado de Emas (Pirassununga - SP). MSc thesis, Univ São Paulo, São Paulo.

Pivello, V. R., Oliveras, I., Miranda, H. S., Haridasan, M., Sato, M. N., & Meirelles, S. T. (2010). Effect of fires on soil nutrient availability in an open savanna in Central Brazil. *Plant and Soil*, 337(1-2), 111-123.

PRÓ-CITTÀ - INSTITUTO DE ESTUDOS PRÓ-CIDADANIA. 2012. Relatório Final: Avaliação de Impactos Antrópicos sobre os Recursos Hídricos da Serra da Moeda: contribuindo para a gestão ambiental e educação socioambiental no vetor Sul da RMBH. Fundo de Recuperação, Proteção e Desenvolvimento Sustentável das Bacias Hidrográficas do Estado de Minas Gerais – FHIDRO Secretaria de Estado de Meio Ambiente e

Desenvolvimento Sustentável.

Quesada, C. A., Hodnett, M. G., Breyer, L. M., Santos, A. J., Andrade, S., Miranda, H. S., ... & Lloyd, J. (2008). Seasonal variations in soil water in two woodland savannas of central Brazil with different fire histories. *Tree Physiology*, 28(3), 405-415.

Quesada, C. A., Miranda, A. C., Hodnett, M. G., Santos, A. J. B., Miranda, H. S., & Breyer, L. M. (2004). Seasonal and depth variation of soil moisture in a burned open savanna (campo sujo) in central Brazil. *Ecological Applications*, 14(sp4), 33-41.

Rapini, A., Ribeiro, P. L., Lambert, S., & Pirani, J. R. (2008). A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, 4(1-2), 16-24.

Reis, A.F.S. (2019). Estudo funcional de Campo Rupestre quartzítico para subsidiar recuperação de nascente em Serra da Calçada, Brumadinho-MG. Dissertação, Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica.

Ribeiro, P. C., Menendez, E., da Silva, D. L., Bonieck, D., Ramírez-Bahena, M. H., Resende-Stoianoff, M. A., & Scotti, M. R. (2017). Invasion of the Brazilian campo rupestre by the exotic grass *Melinis minutiflora* is driven by the high soil N availability and changes in the N cycle. *Science of the Total Environment*, 577, 202.

Rizzini, C. T. (1979). Tratado de Fitogeografia do Brasil. vol. 2. *Edusp, Sao Paulo*.

Rodríguez-Caballero, G., Caravaca, F., Alguacil, M. M., Fernández-López, M., Fernández-González, A. J., & Roldán, A. (2017). Striking alterations in the soil bacterial community structure and functioning of the biological N cycle induced by *Pennisetum setaceum* invasion in a semiarid environment. *Soil Biology and Biochemistry*, 109, 176-187.

Savage, S. M. (1974). Mechanism of Fire-Induced Water Repellency in Soil 1. *Soil Science Society of America Journal*, 38(4), 652-657.

Schiavini, I. (1984). Ciclagem de nutrientes no cerrado. I - Agua da chuva. *Ciência*

Cultura, São Paulo 36, (Suppl), 634 pp

Sidle, R. C., & Kardos, L. T. (1977). Transport of Heavy Metals in a Sludge-Treated Forested Area 1. *Journal of Environmental Quality*, 6(4), 431-437.

Shannon-Firestone, S., Reynolds, H. L., Phillips, R. P., Flory, S. L. & Yannarel, A. 2015 The role of ammonium oxidizing communities in mediating effects of an invasive plant on soil nitrification. *Soil Biol. Biochem.* 90, 266-274.

Simon, M. F., Grether, R., de Queiroz, L. P., Skema, C., Pennington, R. T., & Hughes, C. E. (2009). 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*, 106(48), 20359-20364.

Smith, S. E., & Read, D. J. (2010). *Mycorrhizal symbiosis*. Academic press.

Spier, C. A., de Oliveira, S. M., Sial, A. N., & Rios, F. J. (2007). Geochemistry and genesis of the banded iron formations of the Cauê Formation, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. *Precambrian Research*, 152(3-4), 170-206.

Syphard, A. D., Radeloff, V. C., Hawbaker, T. J., & Stewart, S. I. (2009). Conservation threats due to human-caused increases in fire frequency in Mediterranean-climate ecosystems. *Conservation Biology*, 23(3), 758-769.

Úbeda, X., Lorca, M., Outeiro, L. R., Bernia, S., & Castellnou, M. (2005). Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, north-east Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 379-384.

Valkó, O., Deák, B., Magura, T., Török, P., Kelemen, A., Tóth, K., & Kapocsi, I. (2016). Supporting biodiversity by prescribed burning in grasslands—A multi-taxa approach. *Science of the Total Environment*, 572, 1377-1384.

Van Der Heijden, M. G., Martin, F. M., Selosse, M. A., & Sanders, I. R. (2015).

Mycorrhizal ecology and evolution: the past, the present, and the future. *New Phytologist*, 205(4), 1406-1423.

Viana, P. L., & Lombardi, J. A. (2007). Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, 159-177.

Vilarino, A., Arines, J. (1991). Numbers and viability of vesicular-arbuscular fungal propagules in field soil samples after a wildfire. *Soil Biol. Biochem.* 23, 1083-1087.

Vincent, R. D. C., & Meguro, M. (2008). Influence of soil properties on the abundance of plant species in ferruginous rocky soils vegetation, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 31(3), 377-388.

Walter, H. (1985). *Vegetation of the Earth and Ecological Systems of the Geobiosphere*. New York: Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 318 p.

Xu, G.H., Fan, X.R., Miller, A.J. (2012) Plant nitrogen assimilation and use efficiency. *Annu Rev Plant Biol* 63: 153–182. doi: 10.1146/annurev-arplant-042811-105532.

Zedler, P.H. et al. (1983) Vegetation change in response to extreme events: the effect of short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology* 64, 809–818