

UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal

Simone Nunes Fonseca

**EFEITOS DO FOGO EM CAMPOS ÚMIDOS DO PARQUE NACIONAL DAS
SEMPRE-VIVAS, MG**

**Diamantina- MG
2020**

Simone Nunes Fonseca

**EFEITOS DO FOGO EM CAMPOS ÚMIDOS DO PARQUE NACIONAL DAS
SEMPRE-VIVAS, MG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado

**Diamantina – MG
2020**

Elaborado com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

F676e

Fonseca, Simone Nunes

Efeitos do fogo em campos úmidos do Parque Nacional das Sempre-vivas, MG / Simone Nunes Fonseca, 2020.

93 p.: il.

Orientador: Evandro Luiz Mendonça Machado

Dissertação (Mestrado– Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2020.

1. Áreas úmidas. 2. Manejo integrado do fogo. 3. Diversidade alfa e beta. 4. Organosolos. 5. Análises multivariadas. I. Machado, Evandro Luiz Mendonça. II. Título. III. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

CDD 634.9

Ficha Catalográfica – Sistema de Bibliotecas/UFVJM
Bibliotecária: Viviane Pedrosa – CRB6/2641



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

SIMONE NUNES FONSECA

**EFEITO DO FOGO EM CAMPOS ÚMIDOS DO PARQUE NACIONAL DAS
SEMPRE-VIVAS, MG**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação **Ciência Florestal** da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, **nível de Mestrado**, como requisito parcial para obtenção do título de **Mestra em Ciência Florestal**.

Orientador: Prof. **Evandro Luiz Mendonça Machado**

Data de aprovação 23/09/2020.

Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado - UFVJM

Dr.a Kátia Torres Ribeiro - ICMBIO

Prof.a Dr.a Vania Regina Pivello - USP



Documento assinado eletronicamente por **Evandro Luiz Mendonça Machado, Servidor**, em 10/12/2020, às 22:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **KATIA TORRES RIBEIRO, Usuário Externo**, em 11/12/2020, às 09:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Vania Regina Pivello, Usuário**



Externo, em 11/12/2020, às 12:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **SIMONE NUNES FONSECA, Usuário Externo**, em 14/12/2020, às 15:23, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufvjm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0239807** e o código CRC **63657513**.

Referência: Processo nº 23086.010196/2020-03

SEI nº 0239807

Agradecimento especial a todos que me acompanharam em campo ao longo deste trabalho. Sigam sempre protegidos!

*“São Bento, Água Benta
Jesus Cristo no altar
Tirai os bichos maus da estrada
Pros filhos de Deus passar”.*

Oração de São Bento

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho.

À Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) pelo compromisso social em proporcionar educação superior de qualidade, produção e disseminação de conhecimento científico.

Agradeço ao ICMBio, que me proporcionou o tempo para dedicar-me a este trabalho e aos meus colegas no Parque Nacional das Sempre-Vivas pelo apoio em campo, especialmente Daniel Rios e Paula Leão.

Agradeço imensamente ao meu orientador Evandro por todos os ensinamentos, pela dedicação e participação integral neste trabalho, desde a sua concepção. Muito grata por tudo!

À Fabiane Nepomuceno e ao Renato Ramos pelo despertar pela ciência!

Agradecimento especial à Cristiane C. Moura, que não satisfeita em “molhar os pés” comigo todos os meses nas coletas em campo, me auxiliou com fotos, análises, revisão textual, correções, dicas e muito mais!

Mais uma vez ao Evandro e, à Thais Ribeiro, à Renata Dias Françoso e Reuber Brandão pelo auxílio com análises e interpretações.

Aos Brigadistas e Vigilantes do ICMBio, pelo auxílio essencial em campo, especialmente Aenderson, Eymarde, Geraldo e Uemerson.

Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia Florestal, especialmente ao Mucio Farnesi e Thiago Otoni.

Ao Professor Eric Gorgens pelo treinamento e oportunidade em trabalhar com Vant's, e à Luisa por me acompanhar em voos emocionantes!

À todos os especialistas que nos auxiliaram na identificação das plantas.

Aos amigos e familiares, pelo incentivo!

À minha mãe, sempre presente. Ao meu Pai, que mesmo ao desencarnar, me indicou o caminho certo a seguir. Agradeço.

Por fim, sendo esta a base de tudo, sou grata ao Daniel e aos nossos filhos, Miguel e Beatriz, por todo amor.

Este trabalho menciona água, fogo, terra e vida.

O Futuro Não Demora.

*“**H₂O** é ouro em pó”*

Água, Baiana System

RESUMO

Esta pesquisa teve como objetivo geral avaliar o efeito do fogo na vegetação e nos solos de campos úmidos que crescem sobre solos orgânicos localizados no Parque Nacional das Sempre-Vivas, Minas Gerais. Buscamos conhecer a composição florística, estrutura e formas de vida da vegetação herbácea, diversidade alfa e beta assim como a relação do componente botânico com o ambiente. Amostrou-se quatro áreas de campos úmidos, três das quais foram submetidas à queimas prescritas realizadas entre os anos de 2015 e 2017 durante o Programa de Manejo Integrado do Fogo – MIF, e uma área controle, excluída do fogo por oito anos. Analisou-se as propriedades químicas (pH, macronutrientes, fertilidade) e físicas (umidade, capacidade de retenção hídrica, densidade e porosidade) dos solos orgânicos, assim como a variação do nível do lençol freático. Amostramos a vegetação herbácea pelo método de parcela, realizando identificação e quantificação da cobertura das espécies, da área de solo exposto e de vegetação seca. No total amostramos 40m² de campos, cujas espécies apresentaram-se divididas em 16 famílias e 62 espécies. As áreas apresentam elevada diversidade beta, e a forma de vida predominante encontrada é o hemicriptófito, independente do tempo de exclusão do fogo. As características dos solos das áreas estudadas indicaram efeitos do fogo de redução da microporosidade, da capacidade de retenção hídrica, e da umidade do solo, assim como rebaixamento do lençol freático e maior oscilação do seu nível, para as áreas submetidas ao fogo há menos tempo. As variáveis ambientais preditoras da distribuição da vegetação são umidade do solo (estação seca) e concentração de fósforo, ambas variáveis altamente influenciadas pela ocorrência de fogo. Dessa forma, apontamos que a vegetação destes campos úmidos é adaptada e tem sua estrutura controlada pelo fogo, no entanto os solos orgânicos estudados são altamente sensíveis ao fogo e os efeitos oriundos deste distúrbio afetam a capacidade de armazenamento de água nesses ambientes cujos processos hidrológicos são responsáveis pelo provimento de serviços ecossistêmicos importantes para manutenção dos fluxos hídricos nas cabeceiras de corpos d'água da Bacia do Rio São Francisco.

Palavras-chave: Áreas úmidas. Manejo Integrado do Fogo. Diversidade alfa e beta. Organosolos. Análises multivariadas.

ABSTRACT

This research objective to evaluate the effect of fire in the vegetation and soils of wetgrasslands growing on organic soils located in the Sempre-Vivas National Park, Minas Gerais. We seek to know the floristic composition, structure and life forms of herbaceous vegetation, alpha and beta diversity as well as the relationship of the botanical component with the environment. Four wetland areas were sampled, three of which were subjected to prescribed burns carried out between 2015 and 2017 during the Integrated Fire Management Program - IFM, and a control area, excluded from fire for eight years. The chemical (pH, macro-elements, fertility) and physical (moisture, water retention capacity, density and porosity) properties of organic soils were analyzed, as well as the variation in the water table level. We sampled herbaceous vegetation using the plot method, performing identification and quantification of species coverage, exposed soil area and dry vegetation. In total we sampled 40m² of fields, whose species were divided into 16 families and 62 species. The areas present high beta diversity, and the predominant life form found is the hemicryptophyte, regardless of the time of fire exclusion. The characteristics of the soils in the studied areas indicated effects of fire to reduce microporosity, water retention capacity, and soil moisture, as well as lowering of the water table and greater level oscillation, for areas subjected to fire less recently. The environmental variables that predict vegetation distribution are soil moisture (dry season) and phosphorus concentration, both variables highly influenced by the occurrence of fire. Thus, we point out that the vegetation of these wet grasslands is adapted and its structure is controlled by fire, however the studied organic soils are highly sensitive to fire and the effects of this disturbance affect the water storage capacity of these environments whose hydrological processes are responsible for the provision of important ecosystem services for the maintenance of water flows at the headwaters of water bodies in the São Francisco River Basin.

Keywords: Wetlands. Integrated Fire Management. Alpha and beta diversity. Peat. Multivariate analysis.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| INTRODUÇÃO GERAL | 13 |
| CAPÍTULO 1 | 16 |
| CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DE CAMPOS ÚMIDOS SUBMETIDOS A QUEIMA PRESCRITA NO PARQUE NACIONAL DAS SEMPRE-VIVAS (PNSV), MG. | 16 |
| RESUMO | 16 |
| ABSTRACT | 17 |
| 1. INTRODUÇÃO | 18 |
| 2. MATERIAIS E MÉTODOS: | 19 |
| 2.1 Área de Estudo: | 19 |
| 2.2 Amostragem: | 23 |
| 2.3. Ecologia do Fogo e Histórico de fogo nas áreas: | 25 |
| 2.4 Coletas de variáveis ambientais: | 28 |
| 2.4.1 Análises químicas dos solos: | 28 |
| 2.4.2 Análises físicas dos solos: | 28 |
| 2.4.3 Análises de repelência à água: | 29 |
| 2.4.4 Avaliação do Teor de Umidade do solo: | 29 |
| 2.4.5 Avaliação do nível do lençol freático (piezômetros): | 29 |
| 2.5 Análises estatísticas: | 30 |
| 3. RESULTADOS: | 30 |
| 4. DISCUSSÃO | 36 |
| 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 42 |
| 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 43 |
| COMO A DIVERSIDADE DA FLORA VARIA NOS CAMPOS ÚMIDOS EM APÓS A OCORRÊNCIA DE FOGO? | 53 |
| RESUMO | 53 |
| ABSTRACT | 54 |
| 1. INTRODUÇÃO | 55 |
| 2. MATERIAIS E MÉTODOS: | 57 |
| 2.1 Área de estudo: | 57 |
| 2.2 Amostragem da vegetação: | 57 |
| 2.3 Identificação do material botânico: | 57 |
| 2.3 Análises de Dados: | 58 |

| | |
|---------------------------------------|----|
| 3. RESULTADOS:..... | 59 |
| 4. DISCUSSÃO..... | 77 |
| 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS (CAP 2) | 85 |
| 6. AGRADECIMENTOS..... | 86 |
| 7. REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 86 |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS | 92 |

INTRODUÇÃO GERAL

Manejo Integrado do Fogo (MIF) pode ser traduzido como o conjunto de ações e decisões com foco em utilizar, ou não, o fogo em uma determinada paisagem, considerando abordagens bióticas, abióticas e sociais; assim como as possíveis ameaças relacionadas à conservação (MEYERS, 2006).

As Unidades de Conservação (UCs) do Cerrado têm convivido com incêndios severos, tanto devido às políticas de exclusão total do fogo adotadas no Brasil (MISTRY *et al.*, 2018), quanto às alterações nos regimes de fogo ocasionadas pelas atividades humanas e mudanças climáticas (BOWMAN *et al.*, 2009; FINLAYSON, 2017). Discute-se, há algumas décadas, os efeitos da exclusão total do fogo nos ecossistemas de Cerrado, e suas desvantagens tem sido fortemente relatadas (FIDELIS, 2020, SCHMIDT & ELOY, 2020; BERLINK & BATISTA, 2020; DURIGAN, 2020). Algumas experiências bem-sucedidas no Brasil, testando o MIF em áreas protegidas, indicam que é possível mudar os padrões e regimes de fogo no Cerrado, e reduzir a ocorrência de grandes e catastróficos incêndios (SCHMIDT *et al.*, 2018, MISTRY *et al.*, 2018).

Impulsionados pela máxima de que evitar o fogo pode levar a alterações na estrutura do ecossistema e ocasionar incêndios mais severos (FIDELLIS, 2020), os gestores de UCS do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) têm desenvolvido projetos que envolvem a proposição de queimas prescritas.

O Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) experimenta o Programa de Manejo Integrado do Fogo desde 2015 com objetivos alicerçados no Plano de Manejo da UC de prevenir incêndios de grandes proporções no final da estação seca e proteger matas de galeria (capões de mata) e campos úmidos, sendo estes os alvos de proteção identificados. O MIF tem como objetivo ainda, proporcionar o diálogo com comunidades do entorno, para tomada de decisões conjuntas acerca de quando e onde usar, ou não usar o fogo (MMA, 2016; MMA, 2017).

Inicialmente, este Programa contou com apoio técnico e financeiro do Projeto Cerrado-Jalapão (<http://cerradojalapao.mma.gov.br/projeto>), coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA). Foi uma experiência inédita no ICMBio, que proporcionou mudança na gestão do fogo das áreas protegidas administradas pelo órgão.

Decorridos três anos do início do Programa de Manejo Integrado do Fogo, e com algumas experiências adquiridas no processo, lacunas de conhecimento foram identificadas e o ciclo de planejamento foi renovado e atualizado, sendo este tema considerado prioritário na gestão do PNSV por abarcar ações que permeiam todo o planejamento desta Unidade de Conservação.

A fim de atender ao Programa MIF do PNSV, com foco nos alvos de proteção da UC, este projeto tem como objetivo responder de que forma as variáveis ambientais e biológicas se manifestaram nos campos úmidos após as primeiras ações de manejo do fogo.

Na ótica dos objetivos do PNSV previstos em seu decreto de criação (Decreto s/nº/2002): *“O Parque Nacional das Sempre-Vivas foi criado para assegurar a preservação da biodiversidade e dos recursos naturais”*; e na declaração de significância da UC apresentada no Plano de Manejo (MMA, 2016), quando destaca a estrutura hidrológica abrangida pela unidade de conservação: *“impõe uma missão primordial que é a manutenção e conservação das nascentes e das áreas de recarga destes cursos d’água que se encontram no interior do Parque”*, cabe uma pergunta: é possível que o manejo integrado do fogo possa aliar todos estes aspectos e objetivos da conservação no PNSV?

Este trabalho flui na direção de realizar um estudo abrangente, que inclua efeitos do fogo tanto na biodiversidade como aos serviços ecossistêmicos providos pelo parque. Objetivamos fornecer à gestão do PNSV um diagnóstico acerca dos ecossistemas de campos úmidos (áreas úmidas) que foram submetidos à queima prescrita com vistas a compreender seus efeitos e identificar ações de manejo específicas para estes ambientes.

O objetivo de longo prazo para o qual este trabalho contribui é identificar regimes de queima que proporcionem maior armazenamento de água nas bacias hidrográficas, e manutenção da diversidade biológica e dos processos ecológicos associados aos ambientes úmidos do PNSV.

Esta dissertação está organizada em dois capítulos. O primeiro traz uma caracterização da área de estudo e apresenta variáveis ambientais relacionadas às características edáficas químicas e físicas e ao componente hidrológico. Nossa hipótese é de que o fogo altera os regimes hídricos nas áreas úmidas, ocasionando rebaixamento do lençol freático e redução na umidade superficial do solo, assim como sua capacidade

de retenção hídrica. No segundo capítulo foram avaliados aspectos alusivos à vegetação dos campos úmidos e suas relações com o ambiente, para o qual perguntamos se haveriam diferenças na diversidade botânica entre as áreas submetidas aos diferentes regimes de fogo e com quais variáveis ambientais estariam relacionadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERLINK, C.N.; &BATISTA, E.K.L 2020 **Good fire, bad fire: It depends on who burns**. *Flora* 268 (2020) 151610. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151610>
- BOWMAN, D.M.J.S., BALCH, J.K., ARTAXO, P., ..., PYNE, S.J., 2009. **Fire in the Earth System**. *Science* (324), p. 481–484. <https://doi.org/10.1126/science.1163886>
- DURIGAN, G. 2020. **Zero-fire: Not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil**. *Flora* 268. 151612. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>
- FIDELIS, A. 2020. **Is fire always the “bad guy”?** *Flora* 268 (2020) 151611 <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151611>
- FINLAYSON, C.M. 2017. **Climate change and wetlands**. In C.M. Finlayson, M. Everard, K. Irvine, R.J. McInnes, B.A. Middleton, et al. (eds) *The Wetland Book*. Springer.
- MISTRY, J., SCHIMDT, I.B, ELOY, L., BILBAO, B. 2018. **New perspectives in fire management in South American savannas: The importance of intercultural governance**. *Journal of Appl Ecology*. 55, 2094-2101. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1054-7>
- MMA - Ministério do Meio Ambiente/ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2016. **Plano de Manejo do Parque Nacional das Sempre Vivas**. (Documento Técnico). Diamantina, MG.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente/ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.. 2017. **Relatório do Programa de Manejo Integrado do Fogo do Parque Nacional das Sempre Vivas**. Documento técnico. Diamantina, MG. 2017.
- MYERS, R. L. 2006. **Living with fire: sustaining ecosystems & livelihoods through integrated fire management**. The Nature Conservancy, Global Fire Initiative.
- SCHMIDT, I. B.; ELOY, L. 2020. **Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management** . *Flora* 268 (2020) 151613. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613>
- SCHMIDT, I.B.; MOURA, L.C.; FERREIRA, M.C.; ELOY, L.; SAMPAIO, A.B., DIAS, P.A.; BERLINCK, C.N. 2018. **Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward**. *JAppl Ecol*. 2018; 55:2094–2101

CAPÍTULO 1

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DE CAMPOS ÚMIDOS SUBMETIDOS A QUEIMA PRESCRITA NO PARQUE NACIONAL DAS SEMPRE-VIVAS (PNSV), MG.

RESUMO

Áreas úmidas (AUs) são importantes em todo o mundo por proverem serviços ecossistêmicos relevantes para a biota e sociedade, tais como a manutenção dos fluxos hídricos, ciclo de carbono e fornecimento de água. Objetivou-se neste estudo avaliar os efeitos do fogo em solos orgânicos de áreas úmidas (campos úmidos), no Parque Nacional das Sempre-Vivas, cujas cabeceiras de rios compõem a sub-bacia do Rio Jequitaí, Bacia do Rio São Francisco. Foram amostradas quatro áreas de campos úmidos, onde três delas foram submetidas a queimas prescritas, em que CB=1 ano sem fogo; CL= 2 anos sem fogo; T=3 anos sem fogo, e uma área controle, R, excluída do fogo por 8 anos. Foram analisados os atributos físicos e químicos dos solos, assim como se monitorados a umidade do solo e o nível do lençol freático durante um ano. Foram tomadas as seguintes variáveis químicas: proporção de matéria orgânica (MO), acidez (pH), acidez potencial (H+Al), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Potássio (K), Sódio (Na), Alumínio (Al), Soma de Bases (SB), Capacidade de troca Catiônica potencial e efetiva (T e t), Saturação por alumínio (m), Saturação por bases (V) e Sódio trocável (PST). Os solos apresentam-se ácidos e com baixa capacidade de troca catiônica. O fogo aumentou as concentrações de K e P no solo, porém não causou aumento do pH. Dentre as variáveis físicas amostrou-se a densidade, macro e microporosidade, porosidade total e capacidade de retenção hídrica. Nossos resultados indicam que o fogo aumentou a densidade do solo, reduzindo a microporosidade e a capacidade de retenção hídrica. A análise de Principais Componentes (PCA) indicou a separação das áreas em dois grupos, os que queimaram há menos tempo (CL e CB) e as que foram excluídas do fogo por período maior (T e R). A variação de umidade do solo é elevada, considerando estação seca e chuvosa, no entanto a variação nos dados também é elevada, indicando heterogeneidade das áreas. O conjunto dos resultados indica que o fogo afeta a estrutura dos organossolos de modo que a retenção de umidade fica prejudicada, ocasionando rebaixamento e maior oscilação do nível freático.

Palavras chave: Áreas úmidas. Organossolos. Capacidade de retenção hídrica. Lençol freático. Manejo de fogo. Serviços ecossistêmicos.

ABSTRACT

Wetlands are important around the world for providing ecosystem services relevant to biota and society, such as maintaining water flows, carbon cycles and water supply. The objective of this study was to evaluate the effects of prescribed fire on organic soils in wet grasslands, in the Sempre-Vivas National Park, whose headwaters comprise the Jequitaiá River sub-basin and São Francisco River Basin. Four wet grasslands were sampled, where three of them were subjected to the prescribed burns (CB = 1 year without fire; CL = 2 years without fire; T = 3 years without fire) and a control area, R, excluded from fire for 8 years. The physical and chemical attributes of the soils were analyzed, as well as the soil moisture and groundwater level were monitored for one year. The following chemical variables were taken: proportion of organic matter (OM), acidity (pH), potential acidity (H + Al), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Potassium (K), Sodium (Na), Aluminum (Al), Sum of Bases (SB), Potential and effective Cation exchange capacity (T_{et}), Saturation by aluminum (m), Saturation by bases (V) and Exchangeable sodium (PST). The soils are acidic and have a low cation exchange capacity. The fire increased the concentrations of potassium and phosphorus in the soil, but did not cause an increase in pH. Among the physical variables, density, macro and microporosity, total porosity and water retention capacity were sampled. Our results indicate that fire increased the density of the soil, reducing microporosity and the water retention capacity. The Principal Components analysis (PCA) indicated the separation of areas into two groups, those that burned less recently (CL and CB) and those that were excluded from fire for a longer period (T and R). The variation in soil moisture is high, considering the dry and rainy season, however the variation in the data is also high, indicating heterogeneity of the areas. The set of results indicates that fire affects the structure of organosols so that moisture retention is impaired, causing lowering and greater oscillation of the water table.

Keywords: Wetlands. Wet grasslands. Peat. Water retention capacity. Water table. Fire management. Ecosystem services.

1. INTRODUÇÃO

As Áreas úmidas (AUs), internacionalmente conhecidas como Wetlands, são sistemas permanentes ou temporariamente inundados, em substratos que permitem um maior acúmulo de águas subsuperficiais, por tempo suficiente para promover processos físicos, químicos e biológicos de ambientes com deficiência ou ausência de oxigênio, indicados, comumente, por espécies vegetais adaptadas a essas condições e/ou por solos com características hidromórficas (GOMES & MAGALHAES JÚNIOR, 2018).

As AUs são consideradas um dos ecossistemas mais relevantes do mundo em termos ambientais, pois, além de apresentarem uma diversidade específica de fauna e flora, atuam na recarga de aquíferos, na melhoria da qualidade da água (MITSCH e GROSSELINK, 2007; JUNK et al., 2015), representando 20% do território brasileiro (JUNK *et al.*, 2015).

Na Serra do Espinhaço, cadeia montanhosa erguida entre os estados de Minas Gerais e Bahia, encontram-se áreas úmidas distribuídas na paisagem em um mosaico determinado pela rede de drenagens. São ambientes hidromórficos que se desenvolvem em altitudes superiores a 1.100m, nas cabeceiras dos rios, ao longo das quais, de acordo com a variação das características edafoclimáticas (COELHO *et al.*, 2016) vão sendo intercaladas feições vegetacionais de campos úmidos e matas de galeria inundáveis (RIBEIRO & WALTER, 2010), também conhecidas como capões de mata, ou ilhas florestais (COELHO *et al.*, 2017).

As Áreas Úmidas da Serra do Espinhaço representam apenas 1,21% da região (SILVA *et al.*, 2013), entretanto são de fundamental importância para provisão de serviços ambientais como por exemplo: fornecimento e manutenção de água para as bacias dos rios Doce, Jequitinhonha e São Francisco, estocagem de água no solo e lenta devolução aos leitos na época seca, recarga dos aquíferos e lençóis freáticos, regulação do microclima e ciclos de vazão; e serviços ecossistêmicos em múltiplas formas como por exemplo: conservação e estoque de carbono orgânico, participação em ciclos biogeoquímicos, além de constituírem importantes centros de biodiversidade multitaxonômicos (FONSECA *et al.*, 2018).

No entanto, estes campos úmidos são os ambientes onde há maior recorrência do fogo, em geral de origem antrópica, visto que as populações locais queimam estas áreas para estimular a rebrota do capim, fornecendo pastagem para o gado e também com objetivo de estimular o florescimento das espécies de sempre-vivas comercializadas na região (Pougy *et al.*, 2015; MMA, 2016).

Áreas úmidas queimam com frequência, em todo o mundo (HOLDEN *et al*, 2015; SCHMIDT *et al*, 2016). Apesar de o fogo não ter sido elencado como uma ameaça a este ambiente (CUNHA *et al*, 2015), incêndios são responsáveis por modificações na estrutura física e química dos solos (REDIN *et al*, 2011), impondo efeitos diretos aos processos hidrológicos, tais como escoamento superficial, infiltração e erosão (HOLDEN *et al*, 2015), levando a déficits no armazenamento das águas subterrâneas e reduzindo o fluxo nas cabeceiras (RODRIGUES *et al*, 2018).

A evolução dos estudos com manejo de fogo no Cerrado foi amplamente direcionada a avaliar a resposta de comunidades biológicas ao distúrbio (MIRANDA, 2010), e poucos estudos integram os efeitos abióticos, persistindo aí uma lacuna de informação. Assim, é válido questionar: queimadas prescritas controladas, de baixa intensidade, realizadas em regimes de manejo integrado do fogo afetariam os serviços ambientais que as áreas úmidas provêm?

O objetivo deste trabalho é investigar a variação dos parâmetros ambientais referentes ao componente edáfico incluindo características químicas, físicas e hidrológicas dos solos orgânicos de áreas úmidas (campos úmidos) submetidas a queimas prescritas. Nossa hipótese é de que o fogo altera os regimes hídricos, ocasionando rebaixamento do lençol freático e redução da umidade superficial do solo, assim como sua capacidade de retenção hídrica.

2. MATERIAIS E MÉTODOS:

2.1 Área de Estudo:

A Serra do Espinhaço é uma cadeia de montanhas brasileira que se estende de sul a norte, desde Ouro Branco em Minas Gerais, até a Bahia, no nordeste Brasileiro. Constituinte um importante divisor orográfico, separa grandes regiões hidrográficas brasileiras, e abrange os limiares entre três domínios fitogeográficos: Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga (KAMINO *et al.*, 2008). Em virtude da grande diversidade biológica, social e cultural, essa região foi reconhecida pela UNESCO como Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço em 2005 com posterior ampliação do território em 2019.

O Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) é uma Unidade de Conservação Federal de proteção integral e está localizado na porção Meridional da Serra do Espinhaço, Minas Gerais, inserido nos domínios do Bioma Cerrado (MMA, 2016). O PNSV foi criado em 2002 e abrange os municípios de Diamantina, Bocaiúva,

Olhos d'Água e Buenópolis. Está inserido na Zona Núcleo de duas Reservas da Biosfera: da Serra do Espinhaço e da Mata Atlântica, havendo sobreposição das mesmas. Além de fazer parte do Mosaico de Unidades de Conservação do Espinhaço: Alto Jequitinhonha–Serra do Cabral, reconhecido pela Portaria MMA N°444, de 26 de Novembro de 2010 (Figura 1 A).

O PNSV possui 124 mil hectares e localiza-se no divisor de águas entre duas importantes bacias hidrográficas brasileiras, do Rio São Francisco e Rio Jequitinhonha, abrigando diversas nascentes e áreas de recarga hídrica fundamentais para a alimentação destes rios e de seus afluentes. Este estudo foi realizado na porção à montante da Bacia do Rio Jequitai (afluente do Rio São Francisco), no sul do PNSV. Onde as altitudes variam de 1.140 a 1.475m, com relevos planos e alguns pontos mais íngremes. No trecho estudado, ocorre o encontro de duas formações geológicas distintas: Galho do Miguel, (formação predominante no PNSV) e Sopa-Brumadinho (MMA, 2016).

O clima local é temperado úmido com inverno seco e chuvas de verão, classificado como do tipo Cwb pela classificação de Köppen (1931). As temperaturas médias anuais são de 20°C e a precipitação média anual varia de 1.250 a 1.500 mm o período chuvoso, com cinco meses de duração ocorre de outubro a março e representa 88% do total precipitado durante o ano (VIEIRA *et al.*, 2010). Contudo não são incomuns anos secos cuja pluviosidade fica abaixo dos 1.000 mm (Figura 2).

Os dados das séries históricas oriundas das Normais Climatológicas do Brasil (1931-1960; 1961-1990) e dos dados dos últimos 30 anos (1991-2020) disponíveis no site do INMET, indicam uma redução na precipitação total, bem como modificação no padrão de distribuição das chuvas, que passam a ocorrer de maneira mais concentrada, principalmente nas últimas três décadas (Figura 3), com visível redução de pluviosidade no mês de abril, período considerado janela de queima para as atividades de manejo integrado de fogo.

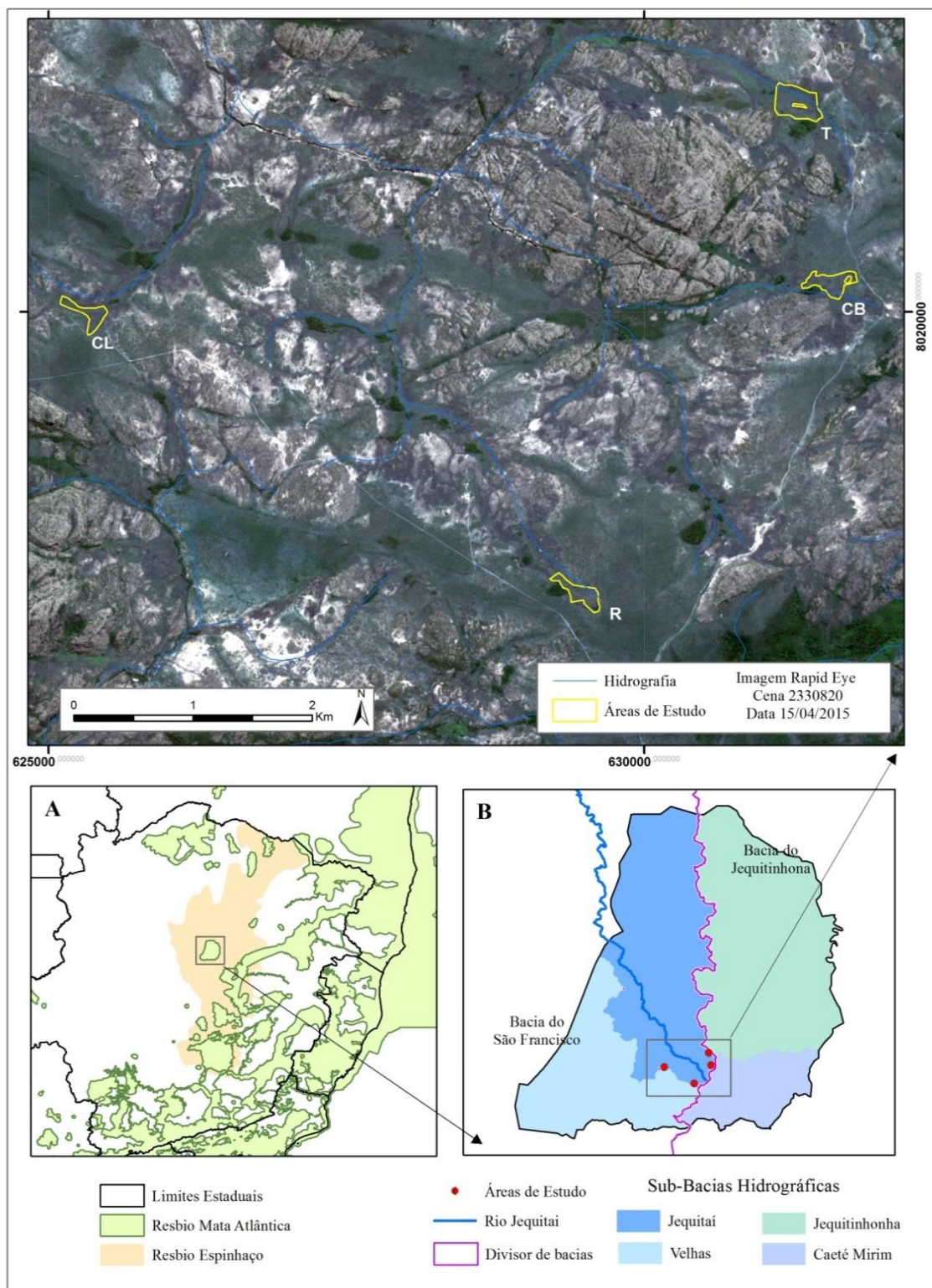


Figura 1. Imagem satélite do Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV) em que: R – Rancharia (8 anos sem fogo), T – Torre (3 anos sem fogo), CL – Córrego de Lages (2 anos sem fogo) e CB – Córrego do Bicho (1 ano sem fogo). Localização do PNSV na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço e da Mata Atlântica (A) e localização das áreas de estudos em relação às Bacias Hidrográficas do PNSV (B).

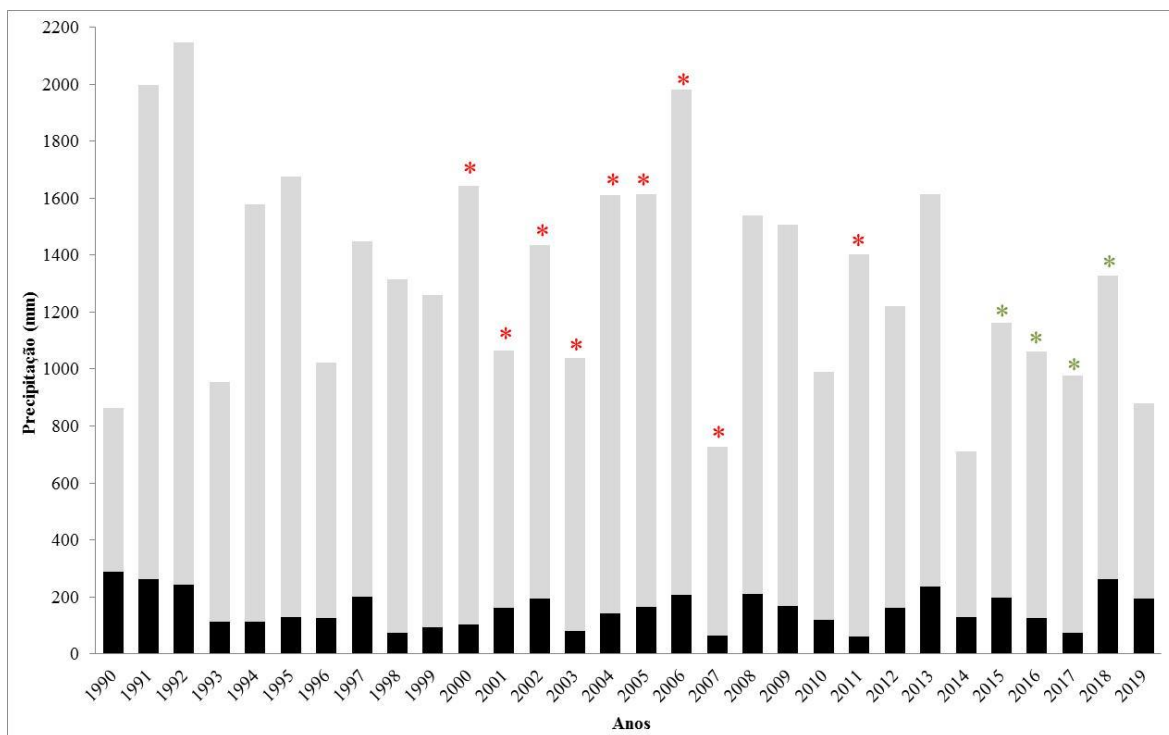


Figura 2. Série histórica (1990-2019) da pluviosidade na Estação Meteorológica de Diamantina, MG (INMET). As barras em preto indicam precipitação no período mais seco (abril a setembro), e as barras em cinza, a precipitação no período úmido (outubro a março). Asteriscos vermelhos indicam ocorrência de incêndios nas áreas de estudo, e os verdes indicam anos de realização de queimas prescritas pelos gestores do Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV). Fonte: INMET e PNSV.

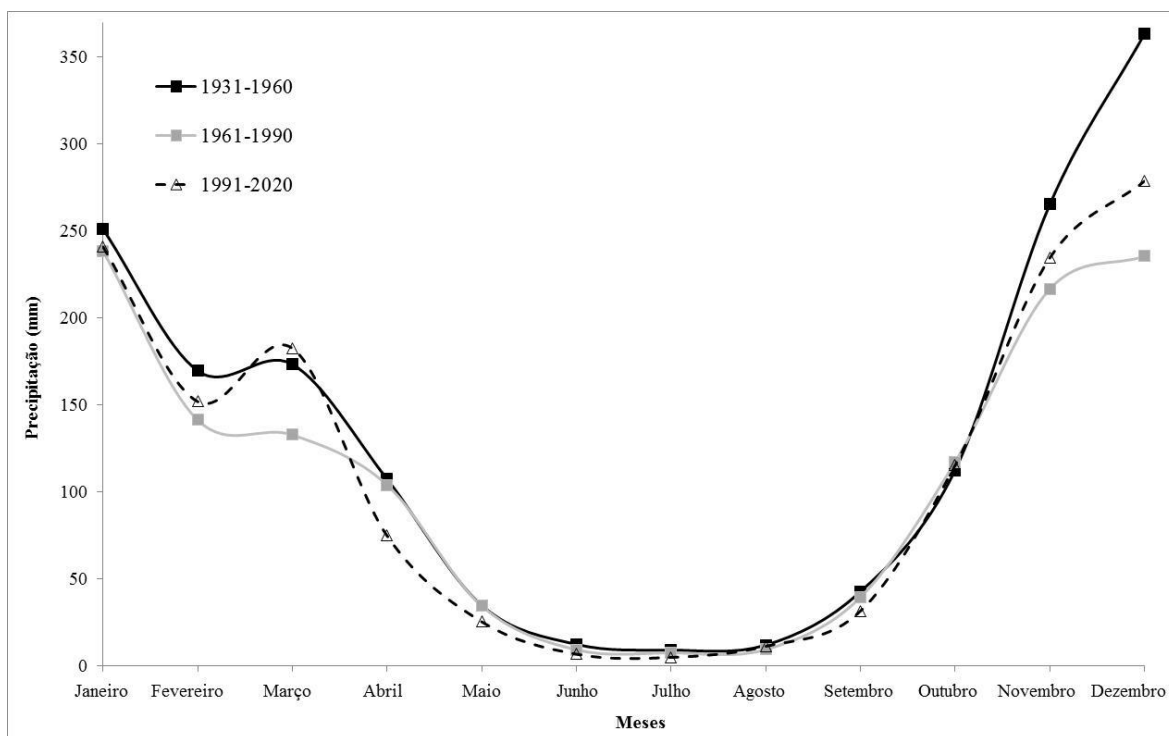


Figura 3. Distribuição média da precipitação em Diamantina, Minas gerais ao longo do ano, por períodos de 30 anos. Fonte: INMET

A vegetação do PNSV é descrita como Campo Rupestre em sentido lato (MMA, 2016). Isto significa que a vegetação é formada por um mosaico de fitofisionomias distribuídas num complexo rupestre quartizítico, a partir de gradientes topográficos e edáficos locais (VITTA, 2002). Neste complexo mosaico ocorrem fitofisionomias florestais, campestres e savânicas (WALTER & RIBEIRO, 2010). Na região de estudo são encontradas as fitofisionomias de mata de galeria (e capões de mata), mata ciliar, cerrado ralo e denso, campo sujo, campo limpo (graminoso e arenoso), campo úmido ou brejoso e os afloramentos rochosos (MMA, 2016). As áreas úmidas encontradas no PNSV constituem-se de campos úmidos (brejosos) normalmente associados às matas de galeria inundáveis (capões de mata). Estes ambientes ocorrem ao longo das nascentes dos cursos d'água e formam uma transição com as fitofisionomias secas adjacentes, conforme descritas no Sistema Brasileiro de Classificação de Áreas Úmidas (CUNHA *et al*, 2015).

2.2 Amostragem:

Foram pré-selecionadas áreas com características semelhantes: fitofisionomias de campo úmido sobre organossolo (EMBRAPA, 2018), associadas a capões de mata (COELHO *et al*, 2016) localizadas na bacia do Rio São Francisco, sub-bacia do Rio Jequitaiá, próximas ao divisor de águas, com diferentes histórico de passagem de fogo (Figura 1B e C).

Nestas áreas pré-selecionadas, foi realizado inicialmente uma sondagem a fim de se confirmar a presença de solos orgânicos. Assim foi possível estratificar cada área excluindo trechos arenosos e rochosos. Esta sondagem foi realizada com o auxílio de um vergalhão de ferro com 6m de comprimento. O solo foi perfurado com o ferro até atingir o solo mineral abaixo da camada de solo orgânico, a cada 20 metros, em transectos distribuídos a cada 50 metros, traçados perpendicularmente à linha de drenagem da área. O comprimento do ferro enterrado foi medido com trena e marcada a localização geográfica. A partir destes dados foi gerada a interpolação dos pontos de profundidade (método TIN, software QGIS), obtendo-se a distribuição do solo orgânico e delimitação das áreas de estudo.

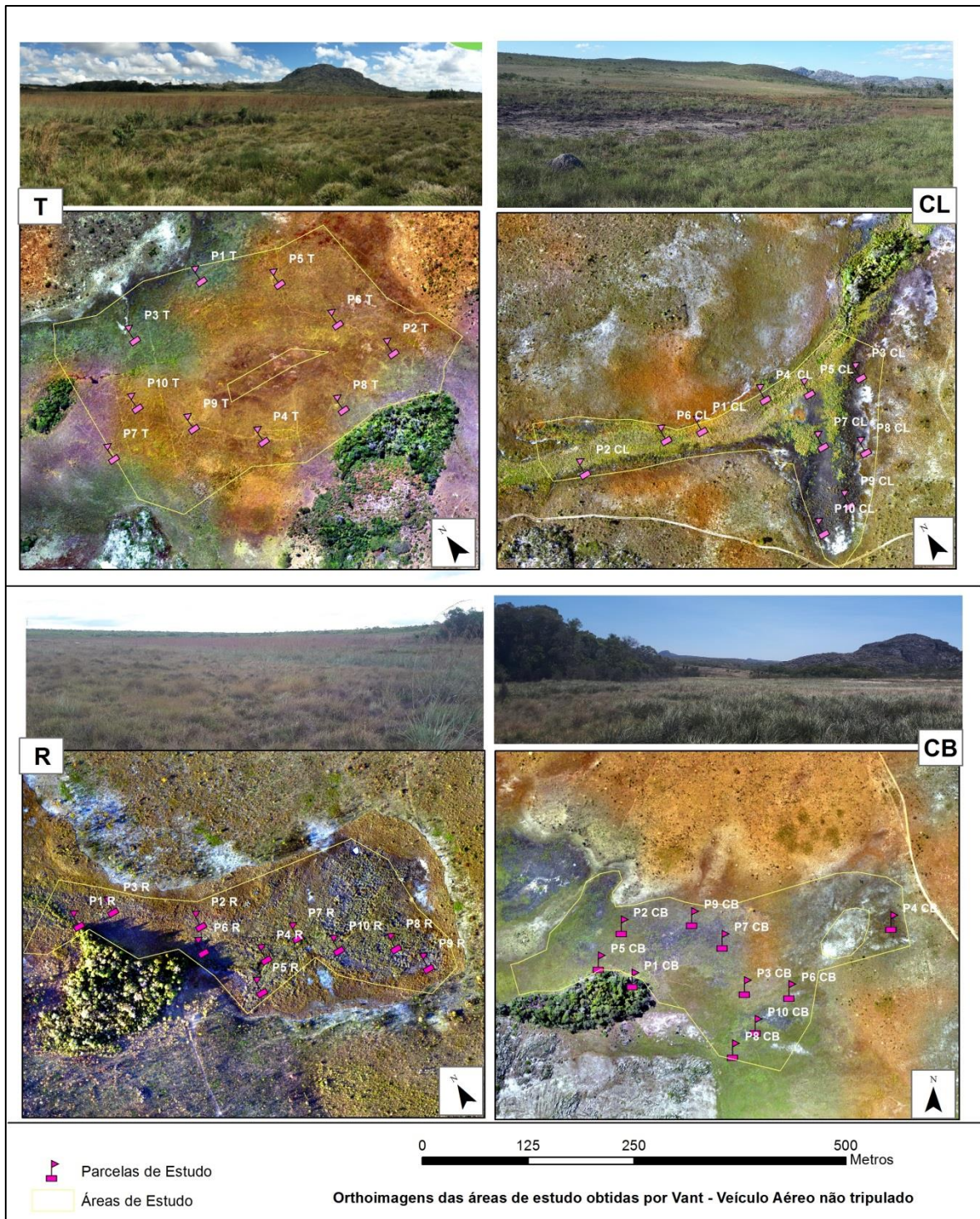


Figura 4. Imagem panorâmica e delimitação das áreas úmidas, sob diferentes regimes de fogo, contendo as 10 parcelas demarcadas em cada área de estudo. Em que: R – Rancharia (8 anos sem fogo), T – Torre (3 anos sem fogo), CL – Córrego de Lages (2 anos sem fogo) e CB – Córrego do Bicho (1 ano sem fogo), localizadas no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV).

As áreas selecionadas foram Córrego de Lajes (CL) (UTM 625395; 8019983 – Figura 4); Rancharia (R) (UTM 629517; 8017618 – Figura 4), Córrego do Bicho (CB) (UTM 631612; 8020287 – Figura 4) e Torre (T) (UTM 631207; 8021778); (Figura 4). Sendo que em cada uma, foi dividida em quadrantes de 50 × 50 metros, nos quais foram sorteadas 10 unidades amostrais para cada área de 1 × 1 metro (1m²).

2.3. Ecologia do Fogo e Histórico de fogo nas áreas:

A Ecologia do Fogo estuda os efeitos do fogo em áreas naturais considerando aspectos bióticos e abióticos, a partir da premissa de que o fogo é um evento natural em vários ecossistemas. Para tanto, estabelece uma série de variáveis que regulam o que é denominado regime de fogo: frequência e sazonalidade de queima, grau de severidade e extensão das áreas atingidas (COCHRANE & RYAN, 2009). Um regime de fogo que beneficie a comunidade biológica para um ecossistema adaptado ao fogo pode ser obtido a partir da observação e manipulação destas variáveis, considerando ainda os resultados da interação complexa entre regimes de fogo, biodiversidade e processos ecológicos, dentro do conceito de pirodiversidade (Bowman, 2016).

Todas as áreas estudadas foram atingidas por fogo últimos 20 anos (tabela1) e, sofreram em 2011, o maior incêndio da história do PNSV, com extensão de aproximadamente 50 mil hectares na UC (MMA, 2016).

Em 2015, os gestores do PNSV iniciaram a realização de queimas prescritas como parte das ações do Projeto de Manejo Integrado do Fogo com apoio técnico do Projeto Cerado-Jalapão. Para a realização do MIF, os objetivos de manejo devem ser previamente definidos e estarem de acordo com os objetivos da unidade de conservação, assim como o regime de queimas pretérito deve ser considerado. No caso do PNSV, os objetivos para o MIF são: proteger os capões de mata e áreas de recarga hídrica, assim como evitar a ocorrência de incêndios extensos no final da estação seca, que ocasionam a destruição destes capões sensíveis ao fogo. Para atingir os objetivos de manejo, foi identificada a janela de queima considerando o período entre o final da estação de chuvas e o início da estação seca. A estratégia é modificar o regime de fogo, alterando a sazonalidade e a frequência para obter uma queima de baixa intensidade, menos extensa, que não atinja tipos vegetacionais sensíveis ao fogo e com potencial para

controlar o acúmulo de combustível, queimando o ambiente de forma irregular (BERLINK & BATISTA, 2020), e apenas a parte seca da vegetação. Três das áreas estudadas foram submetidas a queimas prescritas, no final da estação úmida durante horários mais frescos e com umidade relativa do ar elevada. As áreas foram queimadas em 2015 (CB), 2016 (T), 2017 (CL) e 2018 (CB). A área (R) não foi submetida a queima, sendo considerada controle.

Tabela 1. Histórico dos eventos de incêndios e regimes de queima nas áreas de campos úmidos do Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV). Em que: R (Rancharia), T (Torre), CL (Córrego de Lages) e CB (Córrego do Bicho).

| Anos | Áreas de Estudo | | | |
|------|-----------------|----------------|-------------|----------------|
| | R | T | CL | CB |
| 2000 | | Setembro | | |
| 2001 | | Setembro | Setembro | Setembro |
| 2002 | Outubro | | | |
| 2003 | Outubro | | Agosto | |
| 2004 | Outubro | | Outubro | |
| 2005 | | Julho/Novembro | | Julho/Novembro |
| 2006 | Setembro | | | |
| 2007 | | | Agosto | |
| 2008 | | | | |
| 2009 | | | | |
| 2010 | | | | |
| 2011 | Setembro | Setembro | Setembro | Setembro |
| 2012 | | | | |
| 2013 | | | | |
| 2014 | | | | |
| 2015 | | | | Maio |
| 2016 | | Maio | | |
| 2017 | | | Maio/Agosto | |
| 2018 | | | | Dezembro |
| 2019 | Aceiro | | | |

O mapa de recorrência de fogo indica a concentração das queimas nas áreas úmidas da região de estudo, próximas das drenagens (Fig. 5).

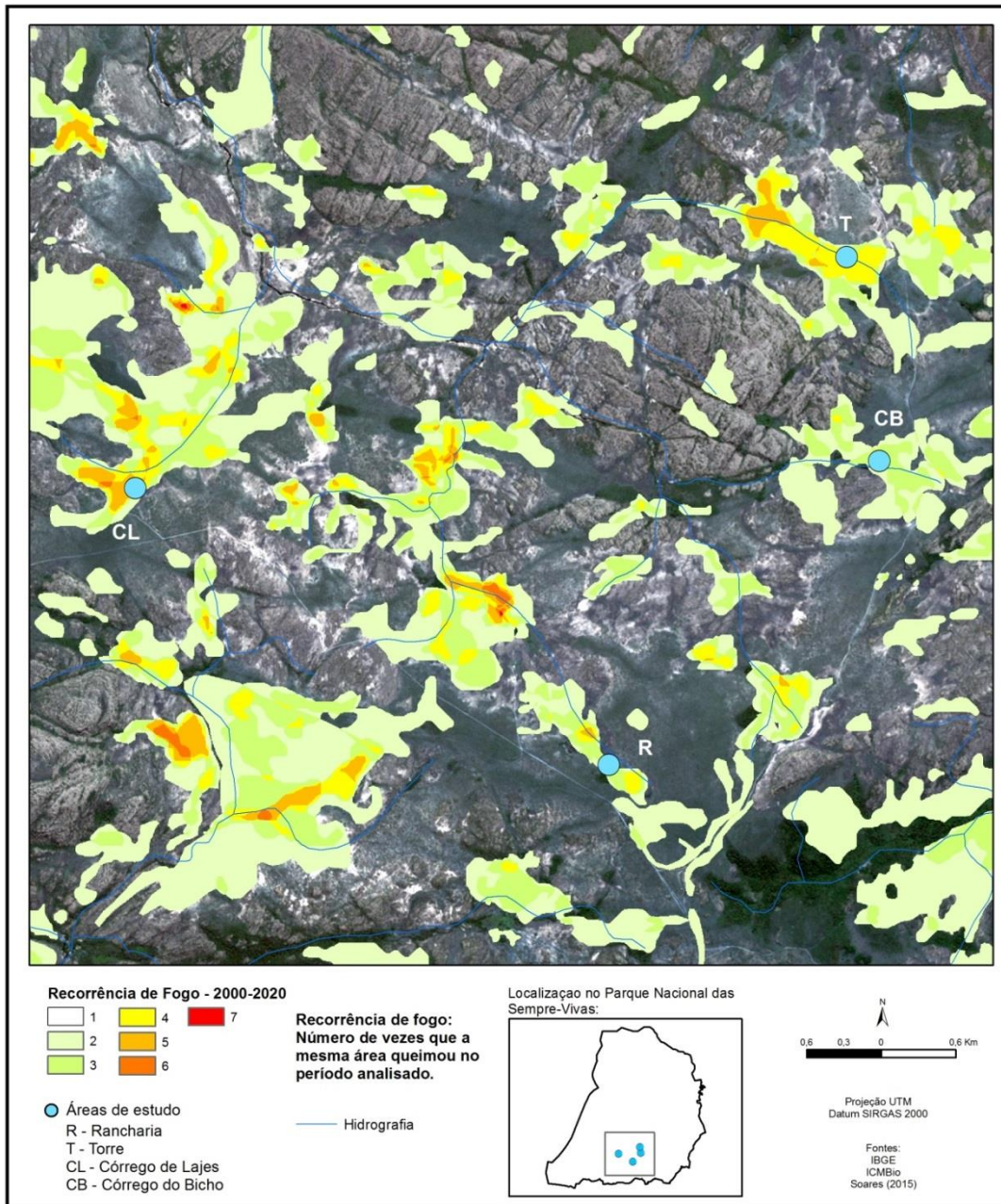


Figura 5. Mapa da recorrência de fogo na Região de Estudo indicando maior recorrência nas áreas úmidas nas nascentes e cursos d'água, em que: R – Rancharia (8 anos sem fogo), T – Torre (3 anos sem fogo), CL – Córrego de Lajes (2 anos sem fogo) e CB – Córrego do Bicho (1 ano sem fogo), localizadas no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV).

As áreas de estudo foram classificadas quanto ao grau de severidade de queima durante o manejo (0) área não manejada, e (1 a 3), de acordo com a extensão de áreas de solo exposto devido à ocorrência de queima subterrânea durante o manejo (Tabela 2).

Tabela 2. Sistematização de sazonalidade, recorrência e severidade nas áreas de campos úmidos do Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV). Em que: R (Rancharia), T (Torre), CL (Córrego de Lages) e CB (Córrego do Bicho).

| | | Áreas de Estudo | | | |
|------------------------------|-----------------|------------------------|-----------------------|------------------------------|-----------------------|
| | | R | T | CL | CB |
| Sazonalidade até 2011 | | Final da estação seca | Final da estação seca | Meio e final da estação seca | Final da estação seca |
| * Recorrência | últimos 20 anos | 5 | 6 | 7 | 6 |
| | últimos 10 anos | 1 | 2 | 3 | 3 |
| Severidade (últimas queimas) | | 0 | 1 | 3 | 2 |
| Anos sem fogo | | 8 | 3 | 2 | 1 |

* Número de vezes que a mesma área queimou, dados de SOARES (2016), com adaptações da autora.

2.4 Coletas de variáveis ambientais:

2.4.1 Análises químicas dos solos:

As amostras de solo foram coletadas em cada parcela de estudo na camada superficial de 0 a 20 cm de profundidade. As amostras foram secas em estufa a 40°C por 48 horas, trituradas com pilão, homogeneizadas e peneiradas (peneira 2 mm). Foram realizadas as seguintes análises: proporção de matéria orgânica (MO), acidez (pH), acidez potencial (H+Al), Cálcio + Magnésio (Ca + Mg), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) Potássio (K), Sódio (Na), Alumínio (Al). Soma de Bases (SB), Capacidade de troca Catiônica potencial e efetiva (T e t), Saturação por alumínio (m), Saturação por bases (V) e Sódio trocável (PST). A análise das amostras de solo foi realizada no Laboratório de Caracterização de Substratos da UFVJM, de acordo com os métodos descritos no manual da Empresa Nacional de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1997).

2.4.2 Análises físicas dos solos:

Coletamos amostras indeformadas do solo nas adjacências das parcelas de estudo, utilizando um amostrador do tipo Uhland. Análises físicas realizadas com amostras indeformadas de solo apresentam resultados mais próximos das condições reais de campo. (EMBRAPA, 1997).

As amostras foram preparadas em laboratório e saturadas por ascensão capilar gradual por 72 horas. Posteriormente foram pesadas e levadas à mesa de tensão sendo submetidas às tensões de 6 e 10 Kpa em coluna de areia. A mesa de tensão leva à drenagem da água retida nos poros do solo, através de sucção provocada pelo vácuo. Após estabilização, as amostras foram pesadas e levadas à estufa a 105°C por 24 horas,

e em seguida pesadas novamente. Foram obtidas densidade, capacidade de retenção hídrica do solo a 6 e 10 Kpa, macroporosidade, microporosidade e porosidade total de cada amostra (EMBRAPA, 2017).

2.4.3 Análises de repelência à água:

O grau de repelência à água de cada amostra foi avaliado a partir do teste de Tempo de Penetração de Gotas de Água, ou Water Drop Penetration Time (WDPT) (BISDOM *et al.*, 1993; DEKER *et al.*, 2001; WU *et al.*, 2019). Este teste avalia a hidrofobicidade do solo e é realizado pela aplicação de água destilada sobre a superfície da amostra. O tempo de penetração das gotas é registrado com cronômetro a partir do momento do contato inicial das gotas com o solo, até sua completa penetração na superfície da amostra. O tempo registrado é categorizado de acordo com as classes: hidrofílico < 5 segundos; ligeiramente hidrofóbico (5 a 60 segundos); fortemente hidrofóbico (60 a 600 s); severamente hidrofóbico (600 a 3600 s); extremamente hidrofóbico (> 3.600 s). Outros autores já utilizaram a mesma metodologia para avaliar repelência de solos orgânicos à água (MOORE *et al.*, 2017; WU *et al.*, 2019).

O teste WDPT foi realizado nas amostras indeformadas na tensão de 10 Kpa e depois nas mesmas amostras após secagem a 105°C por 24 horas em estufa. Foi utilizada uma bureta posicionada a 10 milímetros da superfície da amostra para aplicação de 3 gotas de água destilada com volume aproximado de 50 µL, e cronometrado o tempo para total absorção na amostra.

2.4.4 Avaliação do Teor de Umidade do solo:

O teor de umidade superficial do solo foi medido mensalmente nas parcelas de estudo (no centro da parcela) durante 13 meses (maio de 2019 a maio de 2020), utilizando o sensor de capacitância Soil Moisture Kit – Delta-T Devices Cambridge/England, modelo ML3 Theta Probe. Os dados de umidade superficial do solo utilizados para análises foram os de início de setembro (Umidade da estação seca) e março (Umidade da estação úmida). Foi ainda calculada a variação de umidade nas áreas de estudo pela diferença entre os dois extremos.

2.4.5 Avaliação do nível do lençol freático (piezômetros):

Para mensurar a variação do nível do lençol freático, foram confeccionados piezômetros com canos de PCV de 100 mm (milímetros) de acordo com FREITAS & SCHIETTI (2015) e instalados com o auxílio de um trado caneco até atingir o solo mineral abaixo da camada de solo orgânico, com aproximadamente 2,50 metros. As primeiras

avaliações do nível foram efetuadas em agosto de 2019, após a estabilização da coluna de água (15 dias após a instalação).

A leitura do nível foi realizada manualmente utilizando uma trena com pêndulo na ponta. A fita graduada da trena é inserida no piezômetro até o pêndulo tocar a lâmina d'água, momento facilmente visualizado devido ao largo diâmetro do cano. A medida tomada na borda do cano é descontada do comprimento do cano acima do solo (medida fixa), e tem-se a profundidade do lençol freático em relação ao nível do solo.

2.5 Análises estatísticas:

O delineamento experimental utilizado é inteiramente casualizado (DIC), as parcelas de cada área (10) são as repetições, e as quatro áreas, os tratamentos em relação ao tempo em anos decorrido desde a última ocorrência de fogo ($R = 8$; $T = 3$; $CL = 2$ e $CB = 1$). Os dados de análises químicas e físicas dos solos foram submetidos aos testes de pressuposições estatísticos. Foi utilizado Teste F para análise de variância ao nível de significância de 5%, sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. Para todas as análises, utilizou-se o software estatístico gratuito R Development Core Team R (2020), e o pacote adicional “ExpDes” (Experimental Designs) (FERREIRA *et al.*, 2013).

Foi realizada utilizada a técnica de ordenação pela Análise de Componentes Principais (PCA) (CAUSTON, 1988) para reduzir os dados a um número menor de variáveis e identificar tendências ambientais. Utilizou-se o software PC-ord for Windows versão 6.0 (MCCUNE & MEFFORD, 2011). Foi realizada análise preliminar utilizando as variáveis edáficas físicas e químicas cujos resultados nos testes de médias apresentaram-se significativos. Desta análise foram excluídas as variáveis correlação positiva ou negativa $< 0,7$). Então a PCA foi novamente processada com as seguintes variáveis: sódio (Na), saturação por alumínio (m), soma de bases (SB), saturação de bases (V), sódio trocável (PST), densidade (Ds), umidade volumétrica a 10Kpa (Θ_{10Kpa}), microporosidade (Mic), macroporosidade (Ma).

3. RESULTADOS:

Os resultados dos testes estatísticos referentes às análises químicas e físicas das amostras de solo, assim como das características do ambiente estão apresentados na tabela 2. Conforme pode ser verificado nesta tabela, encontramos diferenças

significativas nos testes de médias para as variáveis pH, K, Na, Ca e Mg, Soma de Bases, Saturação por bases, Saturação por alumínio e PST (Tabela 3).

As amostras analisadas apresentam teores de matéria orgânica (MO) acima 15,9 dag kg⁻¹. Como esperado para solos com altos teores de MO, encontramos acidez elevada, com pH variando entre 3,44 a 3,98. A saturação por bases (V) é baixa, e os solos caracterizam-se como distróficos, indicando baixa fertilidade e restrição de alguns nutrientes, como Ca e Mg. A saturação por alumínio (m%) é elevada, superior a 78%, tornando os solos muito pobres. Já a CTC potencial (ph 7) (T) também apresentou-se elevada. Os valores de fósforo (P) (8,29 a 25,70 mg.dm⁻³) aumentam à medida que se aproxima do evento de fogo. As amostras apresentaram ainda, elevado teor de sódio (PST), variando entre 9 a 56%, o que indica solos com caráter salino-sódico (EMBRAPA, 2018).

Em relação à umidade superficial do solo, houve diferença significativa entre os tratamentos para a umidade na estação seca (p-valor <0,05). A área T apresentou-se diferente das demais, com média de 76,64 ± 36,67% na estação seca.

As variáveis de profundidade do solo e altitude apresentaram diferenças significativas. As áreas T e CB são menos profundas e R e CL são mais profundas.

Em relação à hipsometria CL e CB estão nas mesmas classes de altitudes (Tabela 2), e R e T em classes diferentes entre si e das demais (p-valor ≤ 0,05), sendo R a área localizada em maior elevação e T em menor (p-valor ≤ 0,05).

Acerca das características físicas do solo, houve diferença significativa para a capacidade de retenção hídrica, tanto a 6 quanto a 10 Kpa, densidade e microporosidade, separando as áreas em dois grupos. As áreas que queimaram há mais tempo (R e T) das que queimaram há menos tempo (CL e CB) (Tabela 2).

Em relação à hidrofobicidade do solo, foi identificada diferença significativa para a variável Repelência do Solo à 105°C. Todos os tratamentos apresentaram grande aumento na repelência do solo à água após a secagem a 105°C, tornando-se Severamente Hidrofóbicos (BISDOM *et al.*, 1993).

A análise por principais componentes – PCA foi significativa ($p=0,001$ para os dois eixos) e resultou na segregação das parcelas das áreas queimadas há mais (R e T) e menos (CL e CB) (Figura 6). Densidade, Macroporosidade e Saturação por Alumínio (m%) foram muito importantes para separar as áreas queimadas há 1 e 2 anos (CL e CB). As variáveis que influenciaram o outro grupo, das áreas que queimaram há 3

e 8 anos (T e R), foram a Soma de Bases (SB), saturação de Bases (V), capacidade de retenção hídrica a 10 Kpa e a microporosidade. O eixo 1 explicou 60,07% da variação dos dados, e o eixo 2, 18,7%.

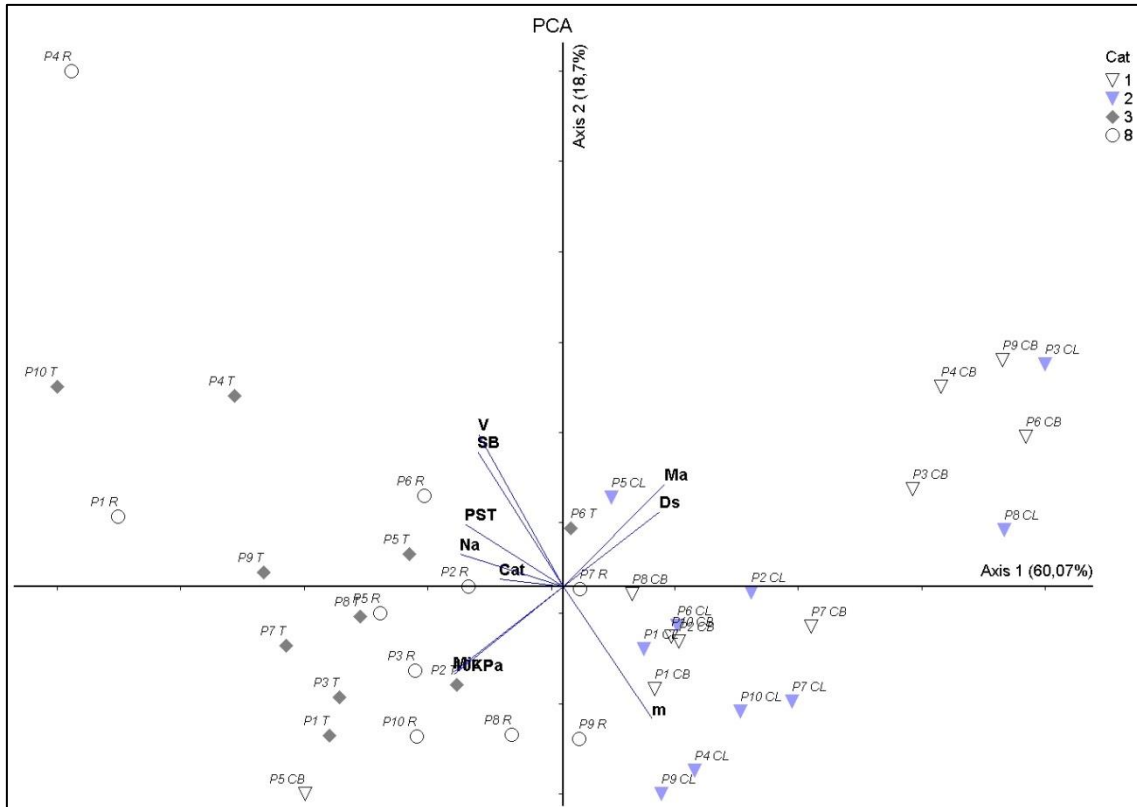


Figura 6. Diagrama de ordenação (PCA) das variáveis analisadas e atributos dos solos relacionados às parcelas referentes aos campos úmidos amostrados sob diferentes regimes de fogo, localizadas no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV). Em que: (1) Córrego do Bicho (1 ano sem fogo), (2) Córrego de Lages (2 anos sem fogo), (3) Torre (3 anos sem fogo) e (8) Rancharia (8 anos sem fogo).

Tabela 3. Atributos químicos e físicos das amostras de solos coletadas nas áreas de estudo : umidade do solo nas estações seca e chuvosa, e sua variação, profundidade do solo, altitude e declividade das áreas de estudo, localizadas no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) com diferentes tempos (anos) desde a última queima. Em que: Rancharia (R = 8), Torre (T = 3), Córrego de Lages (CL = 2), Córrego no Bicho (CB = 1).

| | R 8 | | T 3 | | CL 2 | | CB 1 | | F | p | | | | |
|---|--------|-----------|-----------|---------|-----------|-----------|---------|-----------|-----------|---------|-----------|-----------|--------|-----|
| Anos sem fogo | | | | | | | | | | | | | | |
| Químicas: | | | | | | | | | | | | | | |
| pH em H ₂ O | 3,98 | ± 0,4 | a | 3,89 | ± 0,19 | a | 3,44 | ± 0,31 | b | 3,92 | ± 0,41 | a | 4,68 | ** |
| P - Mehlich (mg/dm ³) | 8,29 | ± 2,87 | | 9,61 | ± 4,41 | | 12,41 | ± 7,52 | | 25,7 | ± 21,6 | | 1,808 | ns |
| K+ (mg/dm ³) | 42,54 | ± 14,07 | b | 99 | ± 39,41 | a | 45,68 | ± 41,08 | b | 51,95 | ± 13,87 | ab | 6,263 | ** |
| Na+ (mg/dm ³) | 21,46 | ± 8,99 | ab | 30,17 | ± 7,37 | a | 5,1 | ± 4,72 | c | 11,41 | ± 10,91 | bc | 15,895 | *** |
| Ca++ (cmol/dm ³) | 0,43 | ± 0,41 | ab | 0,36 | ± 0,25 | a | 0,14 | ± 0,07 | c | 0,16 | ± 0,05 | bc | 7,373 | *** |
| Mg++ (cmol/dm ³) | 0,2 | ± 0,23 | a | 0,12 | ± 0,09 | a | 0,06 | ± 0,03 | ab | 0,05 | ± 0,03 | b | 5,761 | ** |
| Al+++ (cmol/dm ³) | 3,66 | ± 1,44 | | 3,86 | ± 1,61 | | 5,1 | ± 1,4 | | 4,26 | ± 1,04 | | 1,902 | ns |
| H + Al (cmol/dm ³) | 67,57 | ± 31,3 | | 59,69 | ± 19,71 | | 59,1 | ± 21,45 | | 56,38 | ± 15,41 | | 0,174 | ns |
| SB - soma de bases (cmol/dm ³) | 0,83 | ± 0,67 | ab | 0,87 | ± 0,37 | a | 0,33 | ± 0,21 | c | 0,39 | ± 0,1 | bc | 8,865 | *** |
| t (cmol/dm ³) | 4,49 | ± 1,36 | | 4,72 | ± 1,51 | | 5,43 | ± 1,46 | | 4,65 | ± 1,1 | | 0,842 | ns |
| T (cmol/dm ³) | 68,4 | ± 31,31 | | 60,56 | ± 19,68 | | 59,44 | ± 21,53 | | 56,77 | ± 15,47 | | 0,201 | ns |
| m - saturação por alumínio (%) | 80,34 | ± 13,98 | bc | 78,99 | ± 10,68 | c | 93,72 | ± 4,04 | a | 91,36 | ± 2,25 | ab | 9,269 | *** |
| V - saturação por bases (%) | 1,41 | ± 1,29 | ab | 1,61 | ± 0,86 | a | 0,59 | ± 0,38 | c | 0,7 | ± 0,15 | bc | 7,212 | *** |
| PST - sódio trocável (%) | 40,02 | ± 28,19 | ab | 56,14 | ± 22,86 | a | 9,19 | ± 9,86 | c | 17,56 | ± 12,53 | bc | 10,456 | *** |
| Matéria Orgânica (dag/Kg) | 20,78 | ± 6,47 | | 15,96 | ± 5,06 | | 23,75 | ± 7,07 | | 21,98 | ± 5,36 | | 2,744 | ns |
| Físicas: | | | | | | | | | | | | | | |
| Densidade do solo (g/cm ³) | 0,19 | ± 0,07 | b | 0,25 | ± 0,12 | b | 0,33 | ± 0,13 | ab | 0,45 | ± 0,2 | a | 6,144 | ** |
| Ø 6KPa (cm ³ /cm ³) | 0,69 | ± 0,05 | a | 0,75 | ± 0,04 | a | 0,59 | ± 0,08 | b | 0,59 | ± 0,1 | b | 10,735 | *** |
| Ø 10KPa (cm ³ /cm ³) | 0,68 | ± 0,05 | a | 0,74 | ± 0,04 | a | 0,59 | ± 0,08 | b | 0,58 | ± 0,1 | b | 10,419 | *** |
| Porosidade total determinada | 1,13 | ± 0,04 | | 1,21 | ± 0,07 | | 1,18 | ± 0,07 | | 1,24 | ± 0,14 | | 2,165 | ns |
| Microporosidade (cm ³ /cm ³) | 0,69 | ± 0,05 | a | 0,75 | ± 0,04 | a | 0,59 | ± 0,08 | b | 0,59 | ± 0,1 | b | 10,735 | *** |
| Macroporosidade (cm ³ -cm ³) | 0,44 | ± 0,05 | bc | 0,45 | ± 0,08 | b | 0,59 | ± 0,14 | ab | 0,64 | ± 0,21 | a | 4,793 | ** |
| Repelência (seg.) a 10 KPa | 19,71 | ± 18,51 | | 123,35 | ± 274,53 | | 13,29 | ± 17,75 | | 11,1 | ± 14,3 | | 1,4 | ns |
| Repelência (seg.) à 105° C | 2995,6 | ± 1229,54 | a | 2727,77 | ± 1410,62 | ab | 863,58 | ± 1185,06 | c | 1194,68 | ± 1600,58 | bc | 5,542 | ** |

continua...

...continuação

| | - | - | - | - |
|--------------------------|-----------------|----------------------|-----------------|------------|
| Umidade do solo: | | | | |
| Estação seca – Setembro | 38,22 ± 36,98 | b | 76,64 ± 36,67 | a |
| Estação chuvosa – Março | 88,98 ± 34,83 | a b | 121,21 ± 7,04 | a |
| Varição de umidade | 50,76 ± 31,75 | | 46,59 ± 38,59 | |
| | | | 42,71 ± 31,73 | |
| | | | 56,55 ± 35,61 | |
| | | | | 0,294 ns |
| Características: | | | | |
| Profundidade do solo (m) | 2,11 ± 0,52 | a | 0,85 ± 0,37 | b |
| Altitude (m) | 1305,73 ± 15,74 | a | 1254,29 ± 15,72 | c |
| Declividade (m) | 2,19 ± 0,77 | | 2,39 ± 1,19 | |
| | | | 2,25 ± 1,07 | |
| | | | 3,16 ± 1,02 | |
| | | | | 13,114 *** |
| | | | | 28,428 *** |
| | | | | 1,721 ns |

Em que: letras iguais na linha, não diferem entre si, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. ns Não significativo a 5% de probabilidade de erro. * (p-valor < 0,05), ** (p-valor < 0,005) e *** (p-valor < 0,0005).

A medida mais elevada do lençol freático foi na área T, com 2 cm aflorando acima do solo; e a menor na área CL, 1 metro abaixo do nível do solo. A variação do nível do lençol freático foi menor no piezômetro da área R e aumentou nos demais (Tabela 4). O gráfico mostra a relação direta que existe entre a precipitação e a variação do lençol (Figura 7).

Tabela 4. Amplitude de variação do nível e profundidade mínimas e máximas alcançadas pelo lençol freático nas áreas de estudo, localizadas no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV). Onde: Medidas negativas indicam nível abaixo da superfície do solo; e cotas altimétricas dos locais de instalação dos Piezômetros. Em que: R – Rancharia, T – Torre, CL – Córrego de Lages e CB- Córrego do Bicho.

| | Áreas de Estudo | | | |
|--------------------------------------|-----------------|-------|--------|-------|
| | R | T | CL | CB |
| Anos sem fogo | 8 | 3 | 2 | 1 |
| Variação do nível do lençol (cm) | 43,5 | 83,5 | 97,4 | 70,4 |
| Nível máximo (cm) estação chuvosa | -10,5 | -2,0 | -3,5 | -13,0 |
| Nível mínimo (cm) estação seca | -54,0 | -81,5 | -101,0 | -83,4 |
| Cota altimétrica (m) | 1302 | 1207 | 1264 | 1270 |

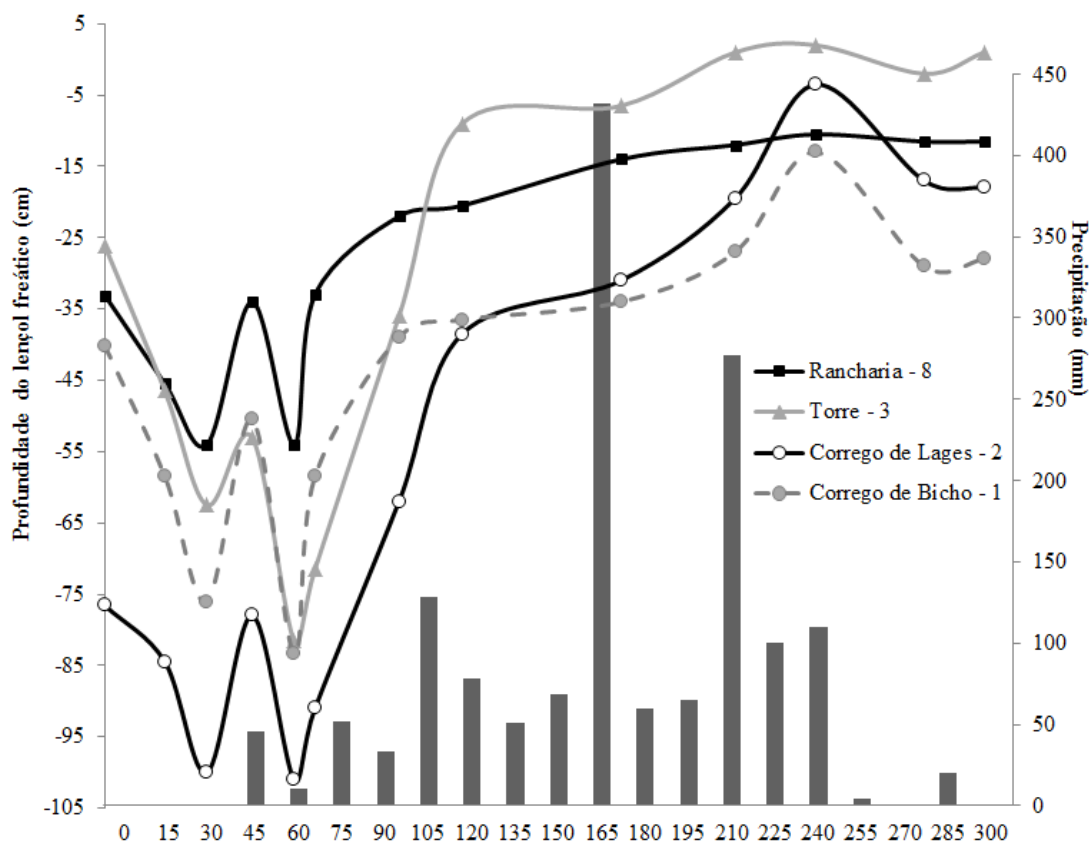


Figura 7. Linhas indicam a variação do nível do lençol freático em cada área de estudo (R-8;T-3;CL-2;CB-1) no período de agosto de 2019 a junho de 2020. As barras vermelhas indicam a precipitação a cada quinzena, sendo que 0 (eixo X) indica a data de 15 de agosto de 2019.

4. DISCUSSÃO

O fogo pode causar efeitos que modificam a composição química e física do solo (REDIM *et al*, 2011), a depender da frequência e intensidade em que ocorrem (MUNIZ & BATALHA, 2008). O conjunto de nossas análises indicou diferenças significativas entre os efeitos do fogo ocorrido há um e dois anos e o fogo há mais tempo (três e oito anos). No entanto, os resultados também mostram que as áreas analisadas possuem especificidades e cada ambiente possui um conjunto de características próprias.

Em relação aos atributos químicos analisados, os valores de pH, V e T encontrados para os solos estão alinhados àqueles encontrados em solos orgânicos de outras localidades no Brasil (EBELING *et al.*, 2011) e no Parque Nacional das Sempre-Vivas (MELLO, 2012; COSTA, 2017).

A saturação por alumínio apresentou-se alta, e, apesar de pouca diferenciação estatística entre as áreas, mostrou-se aumentada em condições pós-fogo (locais queimados há menos tempo). Em organossolos estes íons (Al) permanecem associados aos compostos da matéria orgânica e reduzem a disponibilidade dos cátions (SILVA *et al*, 2009).

A literatura indica aumento do pH e de disponibilidade de Ca, Mg e K após o evento de fogo, atribuídos a um efeito alcalinizador das cinzas, que poderia perdurar por até dois anos (PIVELLO *et al.*, 2010). No entanto, estes resultados foram obtidos em solos de campo sujo. Em campos úmidos os resultados diferem, não ocorrendo aumento de pH e as demais modificações de aumento da disponibilidade de nutrientes perduram por um ano (OLIVEIRA-FILHO *et al*, 2018), ou até menos, 9 meses (SHIMIDT, 2011).

Portanto a passagem do fogo parece não afetar a capacidade de troca catiônica – CTC (T e t). A CTC em solos de turfa é variável e altamente dependente da matéria orgânica, em vista dos baixos teores de argila presentes na composição desses solos na região da Serra do Espinhaço (SILVA *et al*, 2009).

Nossos resultados para os nutrientes acompanham parcialmente aqueles obtidos em campos úmidos, indicando teores de Ca e Mg menores nas áreas queimadas há menos tempo, em relação àquelas queimadas há mais tempo. Uma possível explicação para essa diferenciação é a possibilidade ter havido mais rápida lixiviação dos nutrientes (Ca e Mg) devido às chuvas (queimas prescritas realizadas em períodos mais úmidos) ocorridas possivelmente no período de máxima disponibilidade destes nutrientes, 2 meses após o fogo (OLIVEIRA-FILHO *et al*, 2018) e também a oscilação do nível do lençol freático, característica intrínseca aos campos úmidos estudados. Além disso, o fato de as gramíneas do cerrado acumularem pouco Ca e Mg em suas folhas (HARIDASAN, 2000) poderia indicar a menor disponibilização dos cátions após queima ou mesmo durante a deposição de MO. Os baixos valores de cálcio e magnésio medidos acompanham os padrões encontrados em estudos anteriores no PNSV (MELLO, 2012; COSTA, 2017).

As concentrações de potássio (K) apresentaram-se elevadas, isto é importante ao passo que K, além de ser um macronutriente essencial para o crescimento vegetal, está também associado à mediação de respostas adaptativas das plantas ao ambiente, como regulador osmótico e melhorador nas relações hídricas (LLOYD *et al*,

2015). Potássio apresenta maiores teores nos solos hidromórficos quatro meses após a ocorrência do fogo (OLIVEIRA-FILHO *et al*, 2018). Os teores de P (fósforo) encontrados atendem aos preceitos de da disponibilização de nutrientes no solo após o fogo (PIVELLO *et al*, 2010) e o fósforo é um elemento que apresenta baixa mobilidade na solução do solo, e, portanto, é raramente perdido por lixiviação (KLEIN & AGNE, 2012). No entanto, por se tratar de ambiente alagado, há que se observar se os efeitos do aumento e redução dos teores de fósforo no solo em relação ao fogo acarretariam também o aumento do elemento na água, conforme demonstrado por (BARRAL, 2018).

Apesar do aumento de concentração de alguns nutrientes no solo após o fogo, a erosão hídrica e eólica podem ocasionar perdas minerais (REDIM *et al*, 2011). Nossos resultados indicaram ainda elevados teores de sódio, sendo os mais altos nas áreas queimadas há mais tempo, no entanto não há evidências na literatura de que o fogo possa influenciar a concentração do íon. A salinidade em solos é comum em regiões áridas e semi-áridas, onde a pluviosidade é baixa e a evaporação alta, em áreas litorâneas, sob influência das marés (PEDROTTI *et al*, 2015). No entanto, as concentrações elevadas de sódio podem estar associadas à pedogênese, pois solos halomórficos, ou salinos e sódicos podem ser desenvolvidos em condições de drenagem ineficiente assim como podem ter relação com a formação geológica da paisagem (PEDROTTI *et al*, 2015). Considerando que as áreas de estudo são hidromórficas, e que há faixas geológicas da Formação geológica Sopa-Brumadinho na região, é possível que as condições de salinidade encontradas sejam naturais. Assim, sugerimos que este parâmetro seja alvo de investigação mais detalhada em pesquisas futuras, a considerar possível toxidez para as plantas (LLOYD *et al*, 2015).

Observamos maior teor de matéria orgânica nos solos queimados há menos tempo, assim como em outros estudos no mesmo tipo de ambiente (SILVA & BATALHA, 2008; OLIVEIRA-FILHO *et al*, 2018). A matéria orgânica é elemento fundamental em organossolos, ao passo que é a responsável pela adsorção de cátions (SILVA *et al* 2009) e está diretamente relacionada à densidade do solo e capacidade de retenção hídrica (CAMPOS *et al*, 2011).

O fogo pode desencadear uma propriedade de repelência dos solos à água (DEBANO, 2000). Em nossas análises, não encontramos significativa repelência à água nas amostras em condições de conteúdo de água gravitacional de 10 Kpa, o que indica que após a realização das queimadas prescritas, a hidrofobicidade do solo caso tenha

ocorrido, não persistiu um ano após a queima. Considerando que a queima foi realizada no período das chuvas, este fato pode ter impedido a formação de repelência, visto que esta propriedade pode estar mais associada à baixa umidade do solo (WU *et al.*, 2019) do que à volatilização dos compostos orgânicos conforme relatado anteriormente (DEBANO, 2000). Por este mesmo motivo (umidade), todas as amostras adquiriram severa Hidrofobicidade após a secagem a 105°C. A Hidrofobicidade do solo é afetada pelo aumento da temperatura acima de 70°C, e pela redução da umidade do solo a partir de uma zona crítica que varia em função do teor de matéria orgânica mesmo a partir de 25°C (WU *et al.*, 2019), ou abaixo de sua capacidade de campo medida a 10Kpa (VOEGELMANN, 2014). Considerando a variação dos teores de umidade superficial do solo obtidos em campo e ainda nossos resultados do teste de hidrofobicidade a 105°C (quando todas as amostras tornaram-se severamente hidrofóbicas); e extrapolando possibilidades com os dados de temperaturas de queimas experimentais obtidos em campos úmidos do Jalapão (entre 57 e 331°C a 1 cm acima do solo) (SHIMIDT *et al.*, 2017); pode-se inferir que os organossolos dos campos úmidos do PNSV possuem grande potencial de tornarem-se hidrofóbicos sob condições de queimas controladas ou incêndios, tanto no final da estação úmida como na seca, a depender do teor de umidade no solo no momento da queima.

Cabe considerar que as amostras de solo foram coletadas após período chuvoso, e, além disso, nossos resultados são aplicados a locais que foram submetidos a queimas prescritas, realizada no final ou durante a estação chuvosa, sob temperatura e umidade do ar adequadas a proporcionar baixa intensidade e menor propagação das chamas, assim como menores temperaturas no solo e na vegetação. Os elevados desvios dos dados em relação às médias (Tabela 3) são um reflexo do regime de manejo de fogo, onde o comportamento das chamas varia formando um mosaico de partes queimadas mais, ou menos intensamente (BERLINK & BATISTA, 2020). Este é um dos objetivos ao se utilizar queimas de baixo impacto, buscando heterogeneizar os ambientes, possibilitando influenciar de diferentes formas as relações na comunidade ecológica local. Essa condição de Hidrofobicidade, mesmo que perdure por pouco tempo, afeta diretamente os processos hidrológicos no solo, aumentando o escoamento superficial, ocasionando erosão, e impedindo a absorção da água pelo solo (DE BANO, 2000). Acrescenta-se que a remoção da vegetação promovida pela queima também

contribui sobremaneira para estes processos erosivos e baixa infiltração da água (RODRIGUES *et al*, 2019).

Acerca das análises físicas do solo, nossos resultados indicam que com a proximidade do evento fogo a densidade e a macroporosidade do solo aumentam e a microporosidade diminui, respaldando parcialmente os dados da literatura (HOLDEN *et al*, 2013), visto que há relatos de redução da macroporosidade (REDIN *et al*, 2011) após fogo. A densidade também é afetada pelas características da matéria orgânica e seu grau de decomposição, sendo que quanto maior o grau de decomposição, menor é a densidade (CAMPOS *et al*, 2011).

A capacidade de retenção hídrica mostrou-se reduzida nas áreas queimadas há menos tempo, apesar de não ter sido encontrada hidrofobicidade nestas amostras a 10 Kpa. Tal fato está relacionado ao aumento da densidade do solo, ocasionando a redução dos microporos, onde a água estaria retida. Os macroporos nestas amostras funcionam como receptores da água infiltrada que, no entanto, só permanece no solo enquanto dura o período chuvoso conforme indicam os resultados de nível freático (Figura 7). Considerando a porosidade total (Tabela 3) como a máxima retenção hídrica de um organossolo (ANDRIESSE, 1998), e a capacidade média de retenção para a região do Espinhaço de 83% de água (CAMPOS, 2012) a capacidade de retenção hídrica de todas as áreas estudadas ainda está aquém do possível, e a exclusão de regimes de queima por períodos ainda maiores que 8 anos (HOLDEN *et al*, 2015) poderia auxiliar na recuperação desta condição natural, a depender também dos regimes de precipitação futuros.

Há que se considerar que houve queima subterrânea, em diferentes extensões e intensidades nas três áreas submetidas ao fogo prescrito (Tabela 2). Fogos subterrâneos, ou sem chamas possuem combustão lenta e persistente, e a umidade do solo é a propriedade mais importante que rege sua ignição, propagação e extinção. (HUANG & REIN, 2015). A ignição pode acontecer com teores de umidade no solo variando em torno de 40 a 150%, porém a umidade crítica para a extinção da queima latente (subterrânea e sem chamas) pode ser muito maior (HUANG & REIN, 2015). Esta afirmação explica a queima subterrânea que ocorreu na época de chuvas, no mês de dezembro na área CB (Tabela 2), mesmo quando havia água aflorando no solo, indicando mais uma vez a susceptibilidade dos solos orgânicos aos efeitos negativos do fogo. De fato, fogo subterrâneo vem ocorrendo no Parque Nacional das Sempre-Vivas

independente de época de queima (observação pessoal). Realizar a queima durante a estação chuvosa proporciona maior facilidade para extinção natural das chamas, sem que seja necessário cavar trincheiras para evitar a propagação da combustão, técnica de combate nem sempre adequada, pois pode levar à drenagem do solo, agravando a situação.

Os resultados da variação do nível do lençol freático são um reflexo das demais análises físicas. Em relação ao nível freático, a Figura 7 indica a perda de água e oscilação do lençol freático de maneira uniforme durante a estação seca em todas as áreas analisadas. No entanto, referente ao ganho de nível do lençol durante a estação chuvosa, e a perda de água no início da estação seca, o comportamento das áreas de estudo mostrou diferenças entre locais queimados a mais e menos tempo, corroborando nossas análises de capacidade de retenção hídrica. As áreas queimadas com maior severidade e há menos tempo (CB e CL) necessitaram mais tempo para elevação do nível após o início das chuvas, ao passo que também apresentaram queda no nível do lençol freático logo no primeiro mês sem chuvas (medida nº12) enquanto as demais o mantiveram (Figura 7).

A área queimada há mais tempo (R, 8 anos sem queimar) foi a que apresentou lençol freático mais estável ao longo do período analisado (amplitude de 43,5 cm). Este fato foi observado apesar de a área estar em cota mais elevada em relação às demais, e de não possuir os mais elevados níveis de lençol freático. Por outro lado, R apresentou médias de umidade superficial baixas na estação seca e com grande variação (38,22% +- 36,98%), indicando heterogeneidade ambiental, e redução da umidade do solo provavelmente em cotas mais elevadas. As variáveis de profundidade do solo e altitude são características inerentes ao ambiente, e não podem variar em relação ao fogo, no entanto auxiliam na interpretação dos resultados.

Nossos resultados de nível freático se alinham àqueles encontrados em outras regiões da Serra do Espinhaço (BARRAL, 2018), alertando para a ocorrência de efeitos negativos do fogo sobre a retenção de água nos organossolos e manutenção dos níveis de lençol freático. Complementarmente a esta afirmação, apontamos estudos realizados no Reino Unido em que áreas de turfeiras excluídas do fogo por 10 anos ou mais apresentaram índices de nível freático significativamente mais elevados do que as áreas atingidas por fogo há menos de 10 anos. (HOLDEN *et al*, 2015).

Algumas divergências encontradas entre os resultados obtidos e outros citados na literatura indicam que podem haver diferentes respostas químicas, físicas e hidrológicas ao fogo, dependendo do tipo de solo, tipo de vegetação e severidade do fogo (HOLDEN *et al*, 2013). Fato que ressalta a importância de serem realizados mais estudos considerando as diversas possibilidades experimentais, frisando a necessidade de abordagens em diferentes escalas temporais e espaciais (GOMES *et al*, 2018).

É fato que os graves e extensos incêndios da estação seca poderiam causar danos maiores ao solo e aos serviços ecossistêmicos relacionados à água (NEARY & LEONARD, 2020), visto que a perda de vegetação em grandes extensões acarretaria redução da infiltração ocasionando déficits no armazenamento das águas subterrâneas (RODRIGUES *et al*, 2019) e maior tempo de recuperação do solo. No entanto, comparações entre incêndios e queimas prescritas em ecossistemas campestres mostraram pequenas diferenças nos impactos causados às características físicas dos solos (NEARY & LEONARD, 2020).

Porém o manejo integrado do fogo permite múltiplas possibilidades de ação, como queima prescrita de outras fitofisionomias propensas ao fogo (campo sujo e cerrado) formando aceiros naturais ao redor das áreas úmidas. Não obstante, a utilização de diferentes técnicas e janelas de queima, o chamado manejo adaptativo, consiste também em possibilidades para o manejo de fogo em áreas naturais

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nossos resultados indicam que o fogo em campos úmidos acarreta um aumento dos níveis de alguns nutrientes nos organossolos, como potássio e fósforo, porém não tem efeito alcalinizador (aumento do pH).

A propriedade de repelência do solo à água que pode ser desencadeada pelo aquecimento do solo durante a queima não foi observada nas áreas de estudo.

A frequência de três anos, mesmo em regime de queima prescrita, ocasiona aumento da densidade e redução da microporosidade nos organossolos, e, conseqüentemente, reduz a capacidade de retenção hídrica, causando rebaixamento do lençol freático e aumento da variação dos seus níveis.

Considerando que a capacidade de retenção hídrica elevada é uma das garantias da manutenção dos serviços ecossistêmicos das áreas úmidas, e diante das

informações apresentadas, cabe refletir sobre a viabilidade de regimes de manejo de fogo inferiores a 10 anos em campos úmidos.

Em um cenário de mudanças climáticas globais seria prudente abrir mão da máxima retenção hídrica possível em bacias hidrográficas?

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRIESSE, J. 1988. **Nature and Management of Tropical Peat Soils**. Food and Agriculture Organization (FAO) of United Nations, Rome.165p.

BARRAL, U. M. 2018. **Hidrologia e fluxo de carbono em turfeiras tropicais de montanha**. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal.70p. Diamantina, MG <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/1996>

BERLINK, C.N; &BATISTA, E.K.L 2020 **Good fire, bad fire: It depends on who burns**. *Flora* (268)151610. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151610>

BIGGS, J.; VON FUMETTI, S.; KELLY-QUINN, M. 2016 **The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers** *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-016-3007-0

BISDOM, E.B.A; DEKKER, L.W.; SCHOUTE, J.F.TH.1993 **Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure**. *Geoderma*, 56 p 105 – 118.

BLACKWELL, M. S.A. & PILGRIM, E. S. 2011. **Ecosystem services delivered by small-scale wetlands**. *Hydrological Sciences Journal – Journal des Sciences Hydrologiques*, 56(8) 1467 Special issue: Ecosystem Services of Wetlands

BOWMAN, D.M.J.S.; PERRY, G.L.W., HIGGINS, S.I. ; JOHNSON, C.N.; FUHLENDORF, S.D. & MURPHY, B.P. 2016. **Pyrodiversity is the coupling of biodiversity and fire regimes in food webs**. *Phil. Trans. R. Soc. B* 371: 20150169. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2015.0169>

BOZELLI, R.L; FARIAS, D.S.; LIMA, S.K.F.; LIRA, R.T.S.; NOVA, C.C.; SETUBAL, R.B. & SODRÉ, E.O. 2018. **Pequenas áreas úmidas: importância para a conservação e gestão da biodiversidade brasileira**. *Diversidade e Gestão* 2(2): 122-138. 2018. Volume Especial: Conservação in situ e ex situ da Biodiversidade Brasileira.

CAMPOS, J.R.R., SILVA, A.C., FERNANDES, J.S.C., FERREIRA, M.M., SILVA, D.V., 2011 **Water Retention in a peatland with organic matter in different decomposition stages**. *R. Bras. Ci. Solo*, 35:1217-1227.

CAMPOS, J.R.R., SILVA, A.C., VIDAL-TORRADO, P., 2012. **Mapping organic matter mass and water volume of mires in Serra do Espinhaço Meridional**. *R. Bras. Ci. Solo*. 36, 723–732.

CAUSTON, D.R. 1988. **An introduction to vegetation analysis, principles, practice and interpretation**. London, UK: Unwin Hyman, 342p.

CIANCIARUSO, M.V.; BATALHA, M.A. 2008. **A year in a wet grassland: a non-seasonal island in a seasonal savanna environment**. *Braz. J. Biol.*, 68(3): 495-501. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000300005>

COCHRANE, M. A.; RYAN, K.C. 2009. **Fire and fire ecology: Concepts and principles**. In: Cochrane, Mark A., ed. *Tropical fire ecology: Climate change, land use, and ecosystem dynamics*. Springer-Praxis Books in Environmental Sciences. Chichester, UK: Praxis Publishing, Ltd. p. 25-62.

COELHO, M.S., FERNANDES, G.W., PACHECO, P., DINIZ, V., MEIRELES, A., SANTOS, R.M., CARVALHO, F.C., NEGREIROS, D., 2016. **Archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands: new insights and perspectives**. In: Fernandes, G.W. (Eds.), *Ecology and Conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, Springer, New York, pp. 129–153.

COSTA, T.R. 2017. **Análise florístico-estrutural, relação vegetação-ambiente e transição floresta-campo das matas de galeria do Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG**. 2017, 135p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, MG.

CUNHA, C N. da; PIEDADE, M.T.F.; JUNK, W. 2015. **Classificação e delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats. Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável**. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas úmidas - INAU. 165p.

DEBANO, L.F. 2000. **The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review**. L.F. *Journal of Hydrology* 231–232 . 195–206.

DEKKER, L.W.; DOERR, H.D.; OOSTINDIE, K.; ZIOGAS, A.K.; RITSEMA, C.J. 2001. **Water Repellency and Critical Soil Water Content in a Dune Sand**. *Soil Sci. Soc. Am. J.* V. 65, p.1667–1674.

EBELING, A. G.; DOS ANJOS, L. H. C.; PEREZ, D.V.; PEREIRA, M. G. & GOMES, F.W. DE F. 2011. **Atributos químicos, carbono orgânico e substâncias húmicas em organossolos háplicos de várias regiões do Brasil**. *R. Bras. Ci. Solo*, 35:325-336.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. 1997 **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro.. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Teixeira, P.C. ... [et al.]. 2017 **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. – Brasília, DF: EMBRAPA. 574 p. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1085209>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. 2018 **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília, DF : Embrapa. 356p.

- FERREIRA, E.B.; CAVALCANTI, P.P.; NOGUEIRA, D.A. 2013. **ExpDes: experimental designs package. R package version 1.1.2.** Available at: <https://cran.r-project.org/>. Accessed on: Jul 07 2020.
- FIGUEIRA, J. E. C., RIBEIRO, K. T., RIBEIRO, M. C., JACOBI, C. M., FRANÇA, H., DE OLIVEIRA NEVES, A. C., CONCEIÇÃO, A.A.; MOURÃO, F.A; SOUZA, J.M. & DE KNEGT MIRANDA, C. A. 2016. **Fire in rupestrian grasslands: plant response and management.** *In Ecology and Conservation of mountaintop grasslands in Brazil.* Springer, New York, pp. 415-448.
- FINLAYSON, C.M. 2017. **Climate change and wetlands.** *In C.M. Finlayson, M. Everard, K. Irvine, R.J. McInnes, B.A. Middleton, et al. (eds) The Wetland Book.* Springer.
- FONSECA, B.M.; GALVÃO, L.M.; SOUSA, F.D.R.; ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A.; SOUZA, M.B.G.; PINTO, R.L.; PETRACCO, P.; REGINA CÉLIA DE OLIVEIRA, R.C.; LIMA, E.J. 2018. **Biodiversity in Pristine Wetlands of Central Brazil: a Multi-Taxonomic Approach** *Wetlands* 38:145–156 <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0964-7>
- FREITAS, M. A.; SCHIETTI, J. **Protocolo de instalação de piezômetros em locais com nível freático pouco profundo (áreas sazonalmente encharcadas).** https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Protocolo_instalacao_piezometro.pdf . 2015. (Acesso 12 de junho de 2020).
- GOMES, C.S.; MAGALHAES-JUNIOR, A.P.M. 2018. **Sistemas de classificação de áreas úmidas no Brasil e no mundo: panorama atual e importância de critérios hidrogeomorfológicos.** *JAppl Ecol.* 2018; 55:2094–2101.
- GOMES, L.; MIRANDA, H.S.; BUSTAMANTE, M.M.C. 2018. **Como podemos avançar no conhecimento sobre o comportamento e os efeitos do fogo no bioma Cerrado?** “Forest Ecology and Management” <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.032>
- HARIDASSAN, M. 2000. **Nutrição Mineral de Plantas Nativas do Cerrado.** *R. Bras. Fisiol. Veg.,* 12(1):54-64, 2000
- HOLDEN, J. PALMER; S. M.; JOHNSTON K.; WEARING C.; IRVINE, B. & BROWN, L. E. 2015. **Impact of prescribed burning on blanket peat** *Hydrology, Water Resour. Res.,* 51, 6472–6484. doi:10.1002/2014WR016782.
- HOLDEN J.; WEARING, C.; PALMER, S.; JACKSON, B.; JOHNSTON, K. & BROWN, L. E. 2013. **Fire decreases near-surface hydraulic conductivity and macropore flow in blanket peat.** *Hydrol. Process.* 28, 2868–2876 (2014) Published online 17 May 2013 in Wiley Online Library (wileyonlinelibrary.com) DOI: [10.1002/hyp.9875](https://doi.org/10.1002/hyp.9875)
- HUANG, X & REIN, G. 2015. **Computational study of critical moisture and depth of burn in peat fires.** *International Journal of Wildland Fire* 2015, 24, 798–808. <http://dx.doi.org/10.1071/WF14178>

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L.D.; BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHOENGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A.A. 2013. **Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection.** Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 24:5–22 DOI: 10.1002/aqc.2386

JUNK, W.J., AN, S., FINLAYSON, C.M. ET AL. 2013a. **Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis.** Aquat Sci 75, 151–167 . <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; CUNHA, N. C.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A.; NÓBREGA, R. L. B.; CAMARGO, E. **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats. Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável.** In: CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats. Cuiabá: EdUFMT, 2015. 165 p.

KLEIN, C. & AGNE, S.A.A. 2012. **Fósforo: de nutriente a poluente!** Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental v(8), nº 8, p. 1713-1721, SET-DEZ, 2012. <http://dx.doi.org/10.5902/223611706430>

LLOYD, J.; DOMINGUES, T. F.; SCHRODT, F.; ISHIDA, F. Y.; FELDPAUSCH, T. R.; SAIZ, G.; QUESADA, C. A.; SCHWARZ, M.; TORELLO-RAVENTOS, M.; GILPIN, M.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; RATTER, J. A.; GRACE, J.; NARDOTO, G. B.; VEENENDAAL, E.; ARROYO, L.; VILLARROEL, D.; KILLEEN, T. J.; STEININGER, M. & PHILLIPS, O. L. 2015. **Edaphic, structural and physiological contrasts across Amazon Basin forest–savanna ecotones suggest a role for potassium as a key modulator of tropical woody vegetation structure and function.** Biogeosciences, 12, 6529–6571 www.biogeosciences.net/12/6529/2015/ doi:10.5194/bg-12-6529-2015

MARRS, R.H., MARSLAND, E., LINGARD, R. *et al.* 2019. **Experimental evidence for sustained carbon sequestration in fire-managed, peat moorlands.** *Nature Geoscience* 12, 108–112 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0266-6>

MCCUNE, B. AND M. J. MEFFORD. 2011. **PC-ORD. Multivariate analysis of Ecological Data, Version 6.0 for Windows.** MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

MELLO, T. R. B. 2012. **Comunidade Herbáceo-Arbustivas e suas relações com solo e altitude, em áreas secas e úmidas, no Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG.** 2012, 58 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília. DF.

MEA(Millennium Ecosystem Assessment). 2005. **Ecosystems and human well-being: wetlands and water. Synthesis.** World Resources Institute, Washington, DC. 68p

- MIRANDA, H. S. 2010. **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do projeto Fogo**. Brasília-DF, Ibama. 144p.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA/ICMBIO 2016. **Plano de Manejo do Parque Nacional das Sempre-Vivas**. 222 p. Brasília. DF.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA/ICMBIO 2017. **Plano de Manejo Integrado do Fogo – PMIF**. X p Diamantina, MG
- MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. 2007. **Wetlands**. 4. ed. John Wiley e Sons, Inc. US. 582 p.
- MOOR, E. A. P.A.; LUKENBACHA, M.C.; KETTRIDGE, N.; PETRONE, R.M.; DEVITO, K.J.; WADDINGTON, J.M. 2017. **Peatland water repellency: Importance of soil water content, moss species, and burn severity**. *Journal of Hydrology* 554 (2017) 656–665
- MUNHOZ, C.B.R & FELFILI, J.M. 2008 **Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo em campo limpo úmido no Brasil Central** *Acta bot. bras.* 22(4): 905-913.
- MUNIZ, D.S.& BATALHA, M.A. 2008. **Soil-vegetation relationships in cerrados under different fire frequencies**. *Plant Soil* (2008) 311:87–96 DOI 10.1007/s11104-008-9660-y
- NEARY, G.D., & LEONARD, J.M. 2020. **Effects of Fire on Grassland Soils and Water: A Review**. *Grasses and Grassland Aspects*. Intechopen doi:10.5772/intechopen.90747
- OLIVEIRA-FILHO, E.C; BRITO, D.Q.; DIAS, Z.M.B.; GUARIEIRO, M.S.; CARVALHO, E.L.; FASCINELI, M.L.; NIVA, C.C.; GISOLIA, C.K. 2018. **Effects of ashes from a Brazilian savanna wildfire on water, soil and biota: An ecotoxicological approach**. *Science of the Total Environment* 618 . 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.051>
- PEDROTTI, A.; CHAGAS, R.M.; RAMOS, V.C.; PRATA, A.P.N; LUCAS, A.A.T.& DOS SANTOS, P.B. 2015 **Causas e consequências do processo de salinização dos solos**. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria*, v. 19, n. 2, mai-ago. p. 1308-1324 DOI: 105902/2236117016544
- 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 Soil**. Springer Science+Business Media B.V. 2010 DOI 10.1007/s11104-010-0508-x
- Pougy, N., Verdi, M., Martins, E., Loyola, R., Martinelli, G. (Orgs.), 2015. Plano de Ação Nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional. CNCFlora : Jardim Botânico do Rio de Janeiro : Laboratório de Biogeografia da Conservação : Andrea Jakobsson Estúdio, Rio de Janeiro. 100 p.
- RAMSAR. 2016. *An Introduction to the Ramsar Convention on Wetlands*, 7th ed. (previously The Ramsar Convention Manual). Ramsar Convention Secretariat, Gland,

Switzerland. <https://www.ramsar.org/about/the-convention-on-wetlands-and-its-mission>. Acesso em 16/07/2020.

REDIN, M.; DOS SANTOS, G. F.; MIGUEL P. ; DENEGA, G. L.; LUPATINI, M. ; DONEDA, A.; DE SOUZA, E. L. 2011. **Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo**. *Ciência Florestal*, v. 21, n. 2, p. 381-392, abr.-jun., 2011 Santa Maria, RS.

RIBEIRO, JF. & WALTER, BMT., 1998. **Fitofisionomias do Bioma Cerrado**,. *In* SANO, SM. & ALMEIDA, SP. (eds.). *Cerrado: Ambiente e Flora*, EMBRAPA-CPAC, Brasília p. 98-166.

RODRIGUES, E.L.; JACOBI, C.M.; FIGUEIRA, J.E.C. 2019. **Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: A simulation approach**. *Science of the Total Environment* 651 .p. 1261–1271. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.289>

SCHMIDT, I.B. 2011. **Effects of local ecological knowledge, harvest and fire on golden-grass (*Syngonanthus nitens*, Eriocaulaceae), a non-timber forest product (NTFP) species from the Brazilian savanna**. Dissertação (Doutorado), Botany Department/Ecology, Evolution and Conservation Biology Program, University of Hawai'i at Manoa, Honolulu, 212 p.

SCHMIDT, I.B., FIDELIS, A., MIRANDA, H.S.*et al* .2017. **How do the wets burn? Fire behavior and intensity in wet grasslands in the Brazilian savanna**. *Braz. J. Bot* 40, 167–175 (2017). <https://doi.org/10.1007/s40415-016-0330-7>

SERRAN, J.N.; CREED, I.F.; AMELI, A.A.; ALDRED, D.A. 2018. **Estimating rates of wetland loss using power-law functions**. *Wetlands* (2018) 38:109–120 <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0960-y>

SILVA, A. C.; HORÁK, I.; CORTIZAS, A. M. ; VIDAL-TORRADO, P.; RACEDO, J. R.; GRAZZIOTTI, P.H.; SILVA, E. B. & FERREIRA, C. A. 2009. **Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional – MG. I – Caracterização e Classificação**. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1385-1398.

SILVA, M.L., SILVA, A.C. 2017. **Gênese e evolução de turfeiras nas superfícies geomórficas da Serra do Espinhaço Meridional – MG**. *Revista Brasileira de Geomorfologia* v. 18, n°1. DOI: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v18i1.1058>

SILVA, M. L.; SILVA, A. C.; SILVA, B. P. C.; BARRAL, U. M.; SOARES, P. G. S.; VIDAL-TORRADO, P. **Surface mapping, organic matter and water stocks in peatlands of the Serra do Espinhaço meridional - Brazil**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 2013. 37(5), 1149-1157.

SILVEIRA, F.A.O.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N.P.U.; BUISSON, E.; CARMO, F.F.; CARSTENSEN, D.W.; CONCEIÇÃO, A.A.; CORNELISSEN, T.G.; ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, G.W.; GARCIA, Q.S.; GUERRA, T.J.; JACOBI, C.M.; LEMOS-FILHO, J.P., LE STRADIC, S., MORELLATO, L.P.C.; NEVES, F.S.; OLIVEIRA, R.S.; SCHAEFER, C.E.; VIANA, P.L.; LAMBERS, H. 2016. **Ecology**

and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil* 403:129–152 DOI 10.1007/s11104-015-2637-8

SOARES, T. B. O. 2016. **Avaliação de áreas queimadas no Parque Nacional das Sempre-Vivas – MG: Contribuições para a implantação do Manejo Integrado do Fogo.** 2016, 124 p. Dissertação (Mestrado) - Pós-Graduação em Geografia, UFMG, Belo Horizonte- MG. 2016.

VIEIRA, J. P.G.; SOUZA, M. J. H.; TEIXEIRA, J. M.; CARVALHO, F. P.2010. **Estudo da precipitação mensal durante a estação chuvosa em Diamantina, Minas Gerais.** *Revista Agriambi, Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.* Campina Grande - PB. v. 14, n. 7, p.762-767. <http://www.agriambi.com.br>

VOGELMAN, E.S. 2014. **Relações da Matéria Orgânica com a Hidrofobicidade do Solo.** Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Processos Físicos e Morfogenéticos do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria, RS. 2014

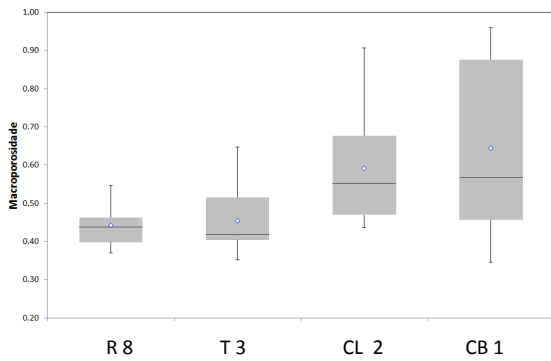
WALTER, B.M.T. e Ribeiro, J.F. 2010. **Diversidade Fitosionômica e o papel do fogo no bioma cerrado.** *In* Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do projeto Fogo. Brasília-DF, Ibama. 144p.

WU, Y.; ZHANG, N.; SLATER, G.; WADDINGTON, J.M.; LANOY, C.F. 2019 **Hydrophobicity of peat soils: Characterization of organic compound changes associated with heat-induced water repellency.** *Science of Total Environment* 136444. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136444>

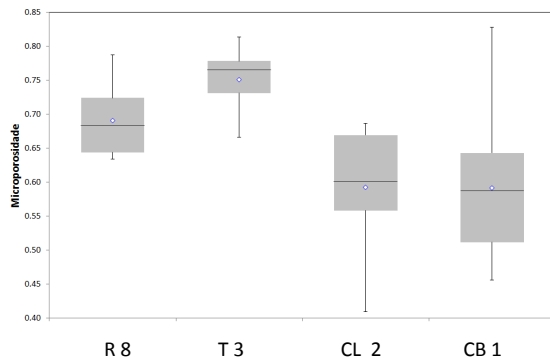
APÊNDICE

Variáveis químicas e físicas dos solos dos campos úmidos do PNSV

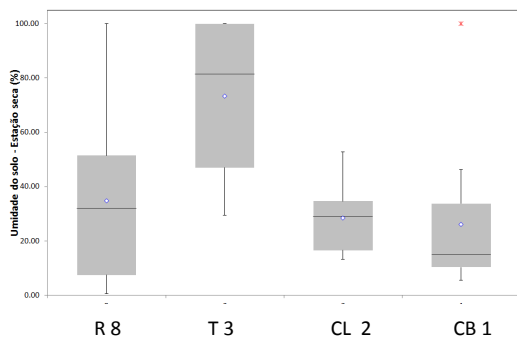
Macroporosidade



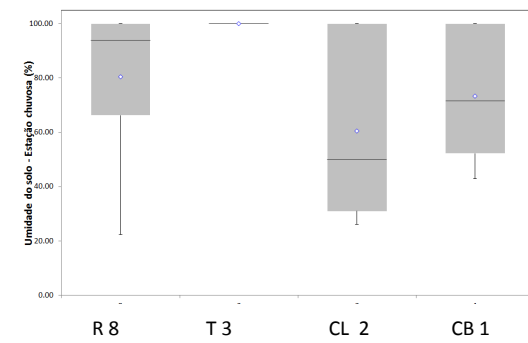
Microporosidade



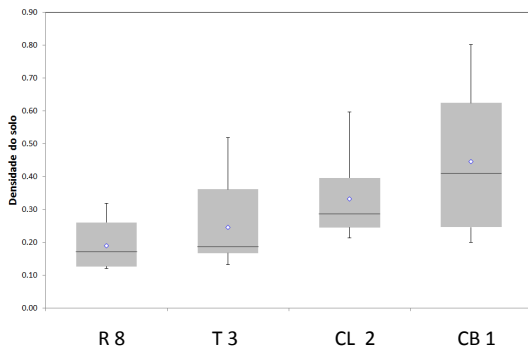
Umidade do solo - Seca



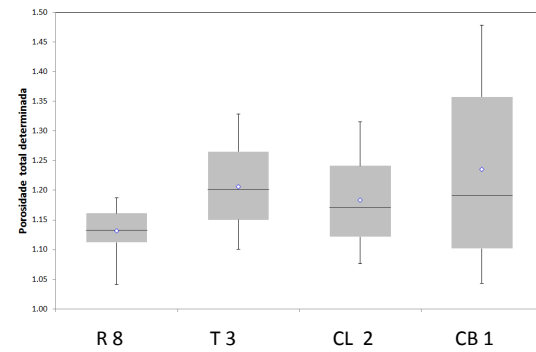
Umidade do solo - Chuvosa



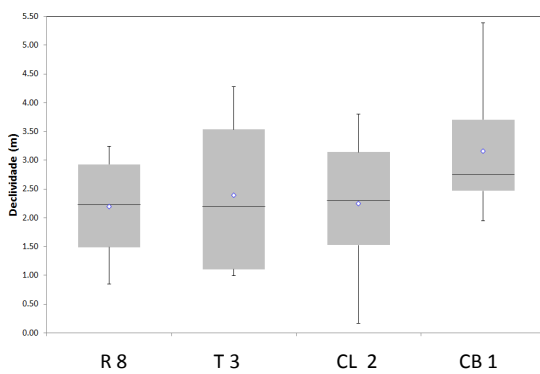
Densidade do solo



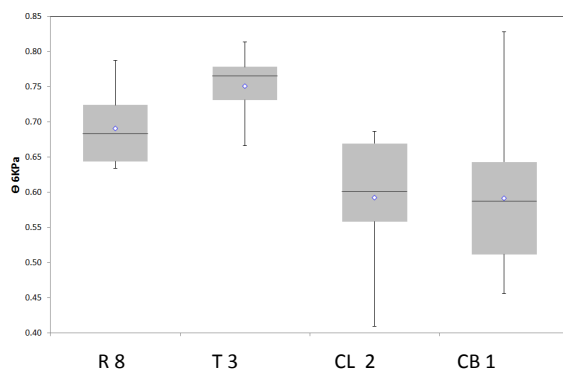
Porosidade total



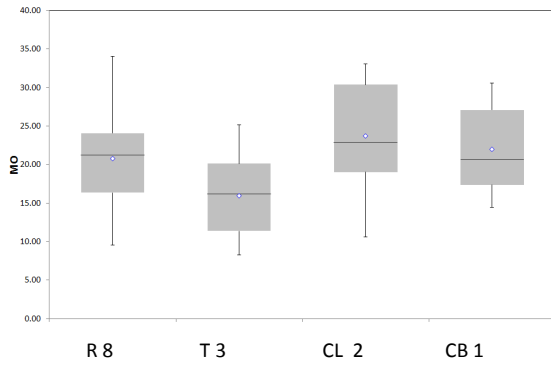
Declividade



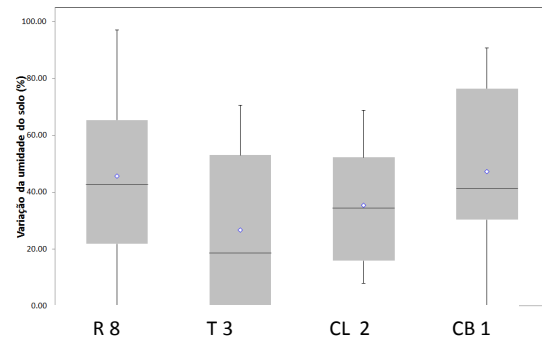
θ 6KPa



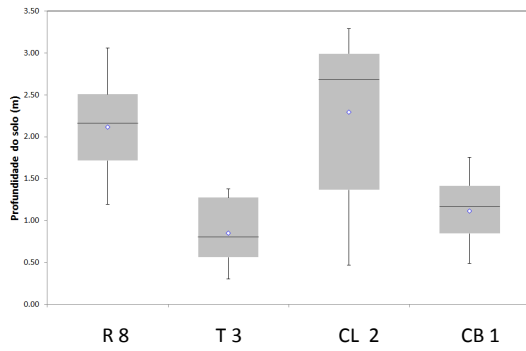
Matéria Orgânica



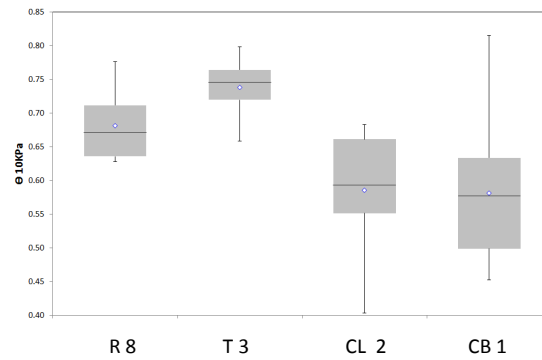
Varição da umidade do solo



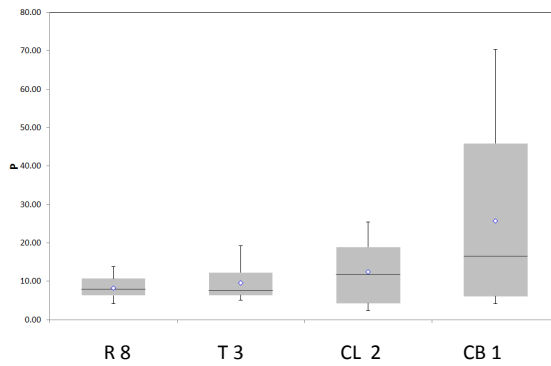
Profundidade do solo



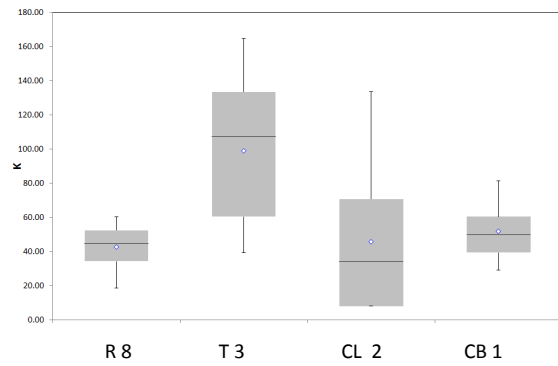
θ 10KPa



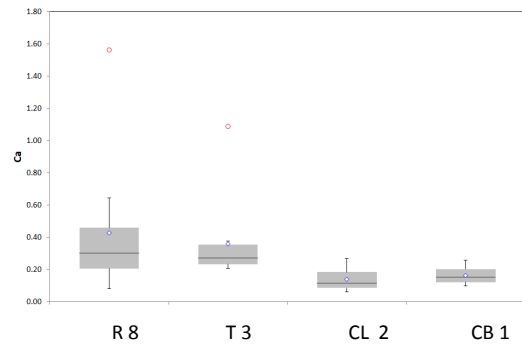
P - Fósforo



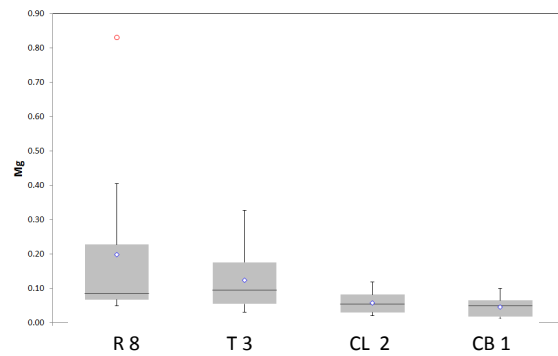
K - Potássio



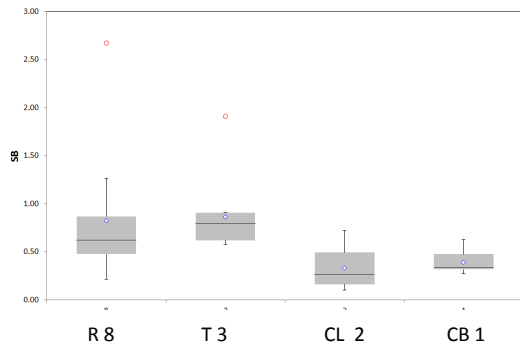
Ca - Calcio



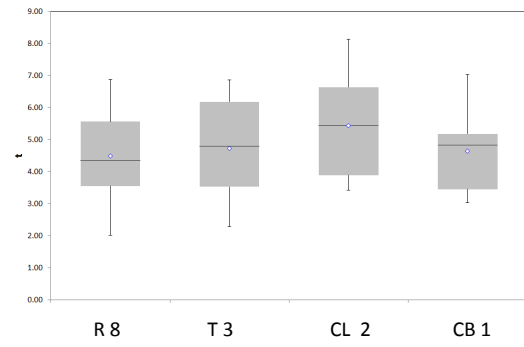
Mg - Magnésio



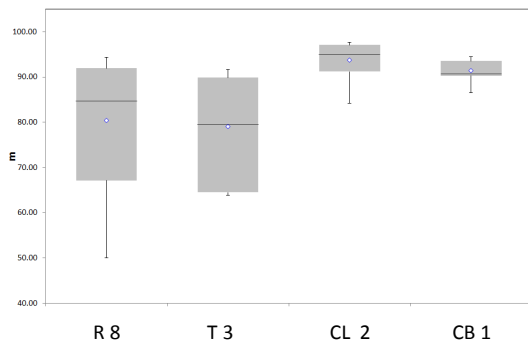
SB – Soma de Bases



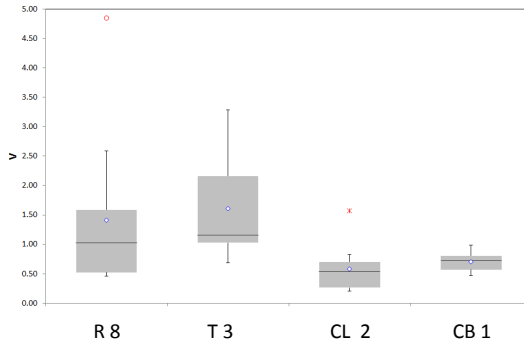
t



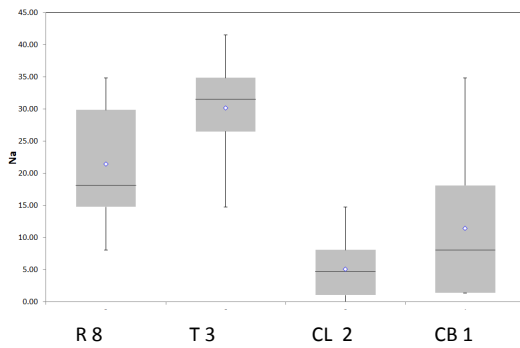
M



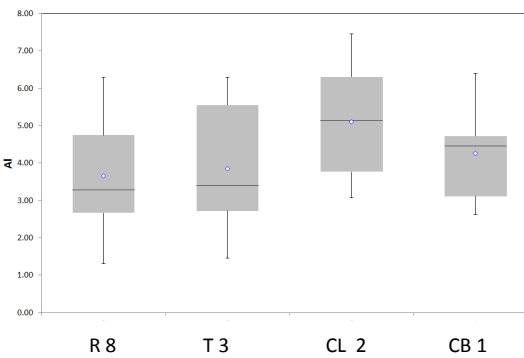
V



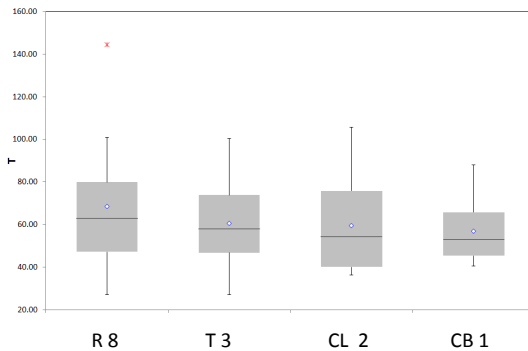
Na - Sódio



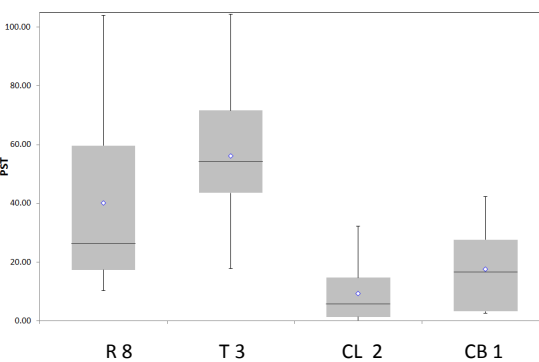
Al - Alumínio



T



PST



CAPÍTULO 2

COMO A DIVERSIDADE DA FLORA VARIA NOS CAMPOS ÚMIDOS EM APÓS A OCORRÊNCIA DE FOGO?

RESUMO

Esta pesquisa objetivou avaliar a composição florística, estrutura, formas de vida, e diversidade alfa e beta na vegetação de campos úmidos sobre organossolos em diferentes tempos após ocorrência de fogo, assim como a relação do componente vegetacional com o ambiente. Amostraram-se quatro áreas de campos úmidos, onde três delas foram submetidas à queimas prescritas, em que CB=1 ano sem fogo; CL= 2 anos sem fogo; T=3 anos sem fogo, e uma área controle, R, excluída do fogo por 8 anos. Utilizou-se o método de parcela para amostrar a vegetação herbáceo-arbustiva, identificando e quantificando a área de cobertura das espécies, da solo exposto e de vegetação seca. No total amostramos 40m² de campos, cujas espécies apresentaram-se divididas em 16 famílias e 64 espécies. Nossos resultados indicam elevada diversidade beta, em que a maior diversidade florística foi encontrada nas áreas submetidas ao fogo prescrito do que naquela excluída do fogo há 8 anos. A forma de vida predominante amostrada, independente do regime de fogo, foi o hemicriptófito. A recuperação da biomassa combustível (vegetação seca) é rápida e se mantém por alguns anos, sendo que o aumento significativo desta foi identificado 8 anos após o fogo. A Análise Canônica de Redundância (RDA) (partição da variância) indicou que a estruturação da vegetação dos campos úmidos analisados é explicada nos seguintes componentes: 9% ambiente, 1% espaço + ambiente e 10% espaço e 80% por razões indeterminadas (variáveis não analisadas ou fatores estocásticos). O componente ambiental (9%) foi determinado pela umidade do solo na estação seca e o teor de fósforo, que estão diretamente relacionadas à ocorrência de fogo, sendo este, portanto, um importante fator estruturante das comunidades estudadas.

Palavras chave: Áreas úmidas. Campo úmido. Manejo de Fogo. Vegetação herbácea. Fitossociologia. Diversidade alfa e beta. Análise de Redundância (RDA).

ABSTRACT

This research aimed to evaluate the floristic composition, structure, life forms, alpha and beta diversity in the vegetation of wet grasslands above organosols in different times since occurrence of fire, as well as the relationship of the vegetation component with the environment. Four areas of wet grasslands were sampled, three of them subjected to the prescribed burns (CB = 1 year without fire; CL = 2 years without fire; T = 3 years without fire) and a control area, R, excluded from fire for 8 years. The plot method was used to sample herbaceous vegetation, identifying and quantifying the species coverage area, exposed soil and dry vegetation. In total we sampled 40m² of fields, whose species were divided into 16 families and 64 species. Our results indicate a high beta diversity, in which the greatest floristic diversity was found in the areas subjected to the prescribed fire than in that which was excluded from the fire 8 years ago. The recovery of fuel biomass (dry vegetation) is fast and lasts for a few years, with a significant increase in biomass being identified 8 years after the fire. The Canonical Redundancy Analysis (RDA) (partition of variance) indicated that the structuring of the vegetation of the analyzed wetlands is explained in the following components: 9% environment; 1% space + environment; 10% only space; and 80% undefined reasons (variables not analyzed or stochastic factors). The environmental component (9%) was determined by the humidity of the soil in the dry season and the phosphorus content, which are directly related to the occurrence of fire, which is, therefore, an important structuring factor of the communities studied.

Keywords: Wetlands. Wet graslands. Fire management. Herbaceous vegetation. Phytosociology. Alpha and beta diversity. Redundancy Analysis (RDA).

1. INTRODUÇÃO

O fogo é um distúrbio comum aos ecossistemas campestres savânicos, sendo um elemento ao qual a vegetação tem sido historicamente submetida (PAUSAS & KEELEY, 2009; PIVELLO, 2011; DURIGAN & RATTER, 2016), mesmo antes da presença humana. Registros palinológicos mostram a ocorrência de fragmentos de carvão e pólen de espécies típicas de cerrado e campos em diferentes áreas abrangidas pelo Bioma Cerrado (LEDRU, 2002), inclusive na Serra do Espinhaço (HORAK *et al.*, 2011), revelando a ocorrência de incêndios no passado.

Por possuir em sua composição florística muitas gramíneas e herbáceas inflamáveis (MIRANDA, *et al* 2010) e resilientes ao fogo (MIRANDA *et al*, 2009), a vegetação do Cerrado acumula biomassa na estação chuvosa e é facilmente queimada durante a seca (PIVELLO, 2011).

No entanto, a adaptabilidade da vegetação ao fogo (HARDESTY *et al.* 2005) das diversas fitofisionomias do cerrado: florestais, campestres e savânicas (WALTER & RIBEIRO, 2010) é bastante variável. Enquanto ambientes campestres são altamente propensos e resilientes ao fogo, os ambientes florestais são extremamente sensíveis. Entretanto, nos ambientes abertos da Serra do Espinhaço, apesar de ocorrer vegetação resiliente ao fogo como as gramíneas, ainda não há como generalizar que a evolução das características das espécies e a dinâmica da vegetação ocorram em função dele (SILVEIRA *et al*, 2016).

Portanto, por mais que um ecossistema seja propenso ao fogo, é importante entender os efeitos que um regime de fogo desenvolve sobre ele (FIDELIS, 2020). Citar que os ecossistemas são adaptados ao fogo pode ser algo superficial (PAUSAS & KEELEY, 2009), visto que a adaptação adquirida ao longo do tempo é atribuída a um regime específico de queima, sendo que alterações neste regime podem ser até destrutivas (PAUSAS & KEELEY, 2009). Além disso, pouco se sabe a respeito da frequência natural do fogo no cerrado (MIRANDA *et al*, 2009).

Áreas úmidas (CUNHA *et al* , 2015) estão entre os ecossistemas que compõe a matriz vegetacional do Cerrado. Na Serra do Espinhaço constituem-se em ambientes hidromórficos que se desenvolvem em elevadas altitudes, nas cabeceiras dos rios, ao longo das quais, em planícies, de acordo com a variação das características edafoclimáticas (COELHO *et al*, 2016) vão sendo intercaladas feições de campos limpos úmidos e matas de galeria (MUNHOZ & FELFILI, 2008), também conhecidas

como capões de mata (COELHO *et al*, 2017). Assim, uma característica intrínseca a estes ambientes úmidos é a alternância entre vegetação propensa e sensível ao fogo, fato desafiador para prescrição de queimas de manejo.

Nestes campos úmidos, a distribuição da comunidade vegetal normalmente está associada às características edáficas, à variação de umidade no solo (MUNHOZ & FELFILLI, 2008), e a ocorrência de fogo (MUNHOZ & AMARAL, 2010).

O regime de fogo influencia a distribuição, riqueza e diversidade biológica da vegetação do Cerrado, modificando a sua estrutura vegetacional (WALTER & RIBEIRO, 2010; DURIGAN E RATTER, 2016). Além disso, o fogo atua como um filtro seletivo (BOWMAN *et al*, 2009; SIMPSON *et al*, 2016), a partir do qual as plantas desenvolvem diferentes respostas morfológicas, fisiológicas e demográficas, incluindo estratégias reprodutivas e de regeneração (BOWMAN *et al.*, 2009; PIVELLO, 2011; FIGUEIRA *et al.*, 2016). Assim, as espécies adquirem vantagem competitiva na sucessão ecológica pós-fogo (WALTER & RIBEIRO, 2010) por meio de características funcionais relacionadas à sobrevivência, recuperação e recrutamento de plantas (SIMPSON *et al*, 2016).

Enquanto fogos muito frequentes podem reduzir populações de plantas pela exaustão dos bancos de sementes e mortalidade, principalmente das espécies de reprodução sexuada, a ausência do fogo por longos períodos pode causar limitação no recrutamento e mortalidade devido à competição com gramíneas e falta de espaço livre no solo para germinação (FIGUEIRA *et al*, 2016). O rebrotamento, como exemplo, é uma importante estratégia que permite a sobrevivência de indivíduos após alguma perturbação como pastejo ou fogo (PAUSAS *et al*, 2016) e parece ser a mais comum entre as plantas do Cerrado (FIGUEIRA *et al*, 2016).

Muito tem sido falado sobre a importância em se manter diferentes frequências e intensidades de queima nos ambientes (SILVEIRA *et al*, 2016), de modo a favorecer ampla gama de espécies e suas estratégias de sobrevivências, como proposta na hipótese da pirodiversidade-biodiversidade (BOWMAN, 2016)

Nesta ótica, objetiva-se neste estudo avaliar o efeito do fogo prescrito na composição florística, estrutura e diversidade da vegetação de campos úmidos submetidos ao fogo, e suas relações com o ambiente, de forma a buscar o entendimento da resposta da vegetação ao distúrbio e colaborar na busca de um regime de queima que mantenha a diversidade biológica.

2. MATERIAIS E MÉTODOS:

2.1 Área de estudo:

Descrição da área de estudo conforme capítulo 1.

2.2 Amostragem da vegetação:

As áreas de estudo foram delimitadas divididas e amostradas conforme descrito no capítulo 1.

Nas parcelas foi avaliado o percentual de cobertura de cada espécie, como medida de abundância, pela estimativa visual da projeção da parte aérea das plantas em relação à área da parcela, conforme Braun-Blanquet (MUELLER-DOBOIS & ELLEMBERG 1974). Os valores de cobertura foram tomados como variável contínua (MESSIAS *et al.*, 2012), e não categorizados conforme sugere a escala de Braun-Blanquet, para possibilitar o cálculo dos índices de diversidade. Além das espécies, foram computados dados do percentual de cobertura de solo exposto e de vegetação seca (incluindo partes secas em plantas vivas) e foi mensurada a altura média da vegetação em cada parcela. Este levantamento de dados foi realizado em agosto de 2019.

2.3 Identificação do material botânico:

Os espécimes vegetais foram coletados, herborizados, identificados com apoio de especialistas botânicos de diversas Universidades Brasileiras, classificados conforme o REFLORA (Flora do Brasil 2020 em construção) e depositados no Herbário Dendrológico Jeanine Felfilli (HDJF) da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). As amostras de espécies não identificadas até o momento foram morfotipadas e agrupadas.

Após o reconhecimento das espécies, as mesmas foram classificadas quanto às formas de vida conforme RAUNKIER (1934) e as adaptações previstas no Manual de Vegetação do IBGE (IBGE, 2012), para as plantas vasculares. A forma de vida do musgo foi classificada de acordo com VICTORIA *et al.* (2009) e COSTA & PERALTA (2015).

As formas de vida das espécies foram atribuídas a partir de dados obtidos na literatura (AMARAL *et al.*, 2013; MELLO, 2012; TANNUS, 2007; Flora do Brasil em construção, 2020) e observações em campo.

2.3 Análises de Dados:

A partir dos dados de cobertura absoluta (CA) foram calculados os parâmetros fitossociológicos clássicos (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974): frequência absoluta (FA) e relativa (FR); cobertura relativa (CR). O valor de importância foi estimado para cada espécie identificada ($VI = FR + CR$). Os dados de densidade não foram obtidos pelo fato de não terem sido contabilizados o número de indivíduos, visto que é uma medida difícil de ser realizada em comunidades com presença de gramíneas estoloníferas e muitas espécies com rebrota radicular (MESSIAS *et al.*, 2012; MUNHOZ & FELFILI 2006).

A partir dos dados fitossociológicos, foram estimados os índices de diversidade α Shannon-Wiener (H'), Simpson (D) e Equabilidade de Pielou (J'). O índice de Simpson foi transformado para 1-D, para que pudesse estabelecer uma relação direta com Shannon (H') e com a Equabilidade de Pielou (J') e assim gerar o perfil de diversidade utilizando software Exel. Para análise da diversidade β utilizou-se o diagrama de Venn por meio do programa Venny 2.1.0 (OLIVEROS, 2015).

As relações florísticas entre as áreas foram avaliadas a partir da Análise de Correspondência Destendenciada (DCA, *Detrended Correspondence Analysis* HILL & GAUCH, 1980) realizada a partir da matriz de abundância de todas as espécies amostradas com 999 randomizações e verificada sua significância pelo teste de Monte Carlo. Foi gerado ainda o dendrograma a partir da Análise de Agrupamento – UPGMA utilizando o índice de Bray-Curtis (BROWER & ZAR, 1984). Estes procedimentos foram realizados no *software* PC-ORD versão 6.0 (MCCUNE & MEFFORD, 2011).

O diagrama de distribuição de abundância das espécies (Whittaker) e as curvas de rarefação de espécies (95% de intervalo de confiança) foram gerados no *software* Past (HAMMER *et al.*, 2001).

Os dados de formas de vida, cobertura (solo exposto, plantas vivas e secas) e altura da vegetação foram avaliados utilizando Teste F para análise de variância ao nível de significância de 5%, sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. Para todas as análises, utilizou-se o *software* estatístico gratuito R Development Core Team R (2020), e o pacote adicional “ExpDes” (Experimental Designs) (FERREIRA *et al.*, 2013).

Para identificar espécies que possuem preferência pelos ambientes úmidos foi realizada a análise de espécies indicadoras (DUFRENE & LEGENDRE, 1997) utilizando o Programa PC-ORD versão 6.0 (MCCUNE & MEFFORD, 2011). Para esta

análise utilizam-se os dados de concentração da abundância (cobertura relativa) de uma espécie em certo grupo e sua fidelidade de ocorrência (frequência relativa) a este mesmo grupo (MOTA *et al.*, 2014). Esta análise atribui um valor de importância para cada espécie e o mesmo deve ser estatisticamente validado pelo teste de Monte Carlo.

Foi realizada a RDA para verificar a fração de explicação das variáveis ambientais (edáficas) preditoras sobre os padrões de composição de espécies entre as parcelas de estudo. Utilizou-se o software R (R Development Core Team 2020), adicionando os pacotes Vegan (OKSANEN *et al.*, 2014), Packfor (DRAY *et al.* 2011), Car (FOX & WEISBERG, 2019), Maps (BECKER & WILKS, 2018), Fields (NYCHKA *et al.*, 2017) e Rgdal (BIVAND *et al.*, 2020).

Previamente foram selecionadas as variáveis pouco correlacionadas entre si por meio do pacote Packfor (DRAY *et al.* 2011). A significância do modelo foi testada por 999 aleatorizações de Monte Carlo no pacote Vegan (OKSANEN *et al.*, 2013). Testamos se os resíduos da RDA1 eram explicados pelos PCNMs (variáveis espaciais) 1 e 2.

As variáveis ambientais utilizadas na RDA foram: Umidade na estação Seca, pH, P, K, Al, MO, Ma, Rep_10kpa e Rep_105Kpa (Capítulo 1, Tabela 3). Foi testada a significância da explicação dos resíduos obtidos utilizando a matriz de coordenadas principais da vizinhança (PNCM). Após testar a significância, as PNCM (variáveis espaciais) foram adicionadas ao modelo como covariáveis.

Foi então realizada a análise de partição da variância (BOCARDE *et al.*, 1992; LEGENDRE *et al.* 2012) para verificar o quanto da estrutura da comunidade é explicado pelo ambiente e pelo espaço. Para tanto foi utilizada Análise de Variância (ANOVA).

3. RESULTADOS:

Foram amostradas 62 espécies, pertencentes a 17 famílias de todas as áreas de estudo (Figura 1, Tabela 1). As famílias com maior riqueza de espécies foram: Poaceae (12), Eriocaulaceae (10), Xyridaceae (9), Cyperaceae (7), Melastomateceae (6) e Asteraceae (5) (Figura 1). As demais famílias juntas computaram mais 12 espécies (Tabela 1).

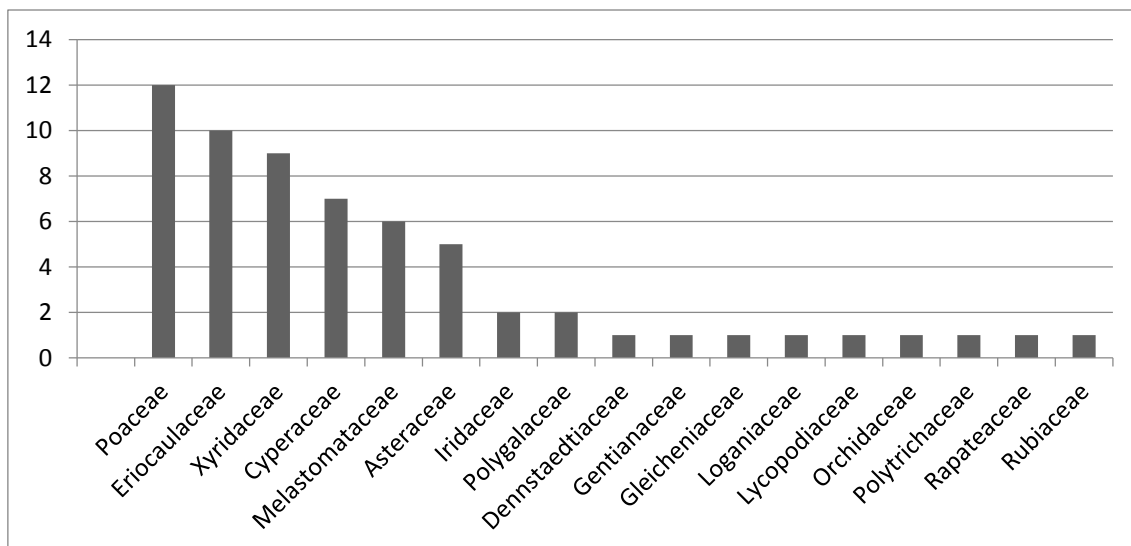


Figura 1. Riqueza de espécies em cada família botânica amostradas em campos úmidos no Parque Nacional das Sempre Vivas, Minas Gerais, submetidos a diferentes regimes de fogo: R=8 anos sem fogo; T=3 anos sem fogo; CL= 2 anos sem fogo e CB= 1 ano sem fogo.

Todas as espécies amostradas nas quatro áreas de estudos submetidas a diferentes regimes de fogo, e seus respectivos valores de frequência, cobertura e valor de importância, estão apresentadas na Tabela 1, e classificadas (Rank) de acordo com o valor de importância de cada espécie por área analisada.

Na área R, que está sob um regime de 8 anos sem fogo, as cinco espécies classificadas a partir dos maiores valores de importância (VI) foram: *Lagenocarpus rigidus* (45,14%), *Anthaenania lanata* (27,10%), *Xyris villosicarinata* (13,97%), *Spigelia riedeliana* (10,02%) e a *Microlicia confertiflora* (7,99%) (Tabela 1; Figuras 2 e 3). As cinco espécies que apresentaram maior VI na área de campo úmido T (3 anos sem fogo), foram: *Anthaenania lanata* (52,76%), *Rhynchospora consanguinea* (22,63%), *Lagenocarpus rigidus* (13,73%), *Trachypogon spicatus* (11,64%) e *Paepalanthus distichophyllus* (8,34%) (Tabela 1). Para a área CL, sob um regime de 2 anos sem fogo, foram: *Polytrichum sp* (14,62%), *Rhynchospora consanguinea* (14,05%), *Lagenocarpus rigidus* (13,04%), *Trichantheium parvifolium* (10,70%) e *Trachypogon spicatus* (8,86%) (Tabela 1). Já, para a área CB, que está há 1 ano sem fogo, as espécies foram: *Mesosetum loliiforme* (46,35%), *Andropogon leucostachyus* (16,28%), *Paspalum maculosum* (15,64%), *Rhynchospora globosa* (10,13%) e *Lagenocarpus rigidus* (9,79%).

O diagrama de Venn indicou baixo número de espécies em comum entre as áreas, e elevado número de espécies únicas em cada local, indicando elevada diversidade beta (Figura 4). As quatro áreas de estudo compartilharam apenas duas espécies: *Trachypogon spicatus* e a *Lagenocarpus rigidus*, sendo que, esta última, possui um dos maiores valores de importância e ocupa entre os 5 primeiros lugares do rank das quatro áreas estudadas, como já descrito anteriormente. Além disso, salienta-se que a *T. spicatus* está na quarta e quinta posição do rank, para as áreas T e CL, respectivamente (Tabela 1).

As áreas CL, R e T apresentaram duas espécies em comum: *Xyris peregrina* e *Paepalanthus distichophyllus*, e as áreas CB, R e T compartilharam a *Comanthera xerantemoides* (Figura 4). Foram encontradas também 3 espécies em comum entre CL, CB e T: *Rhynchospora consanguinea*, *Trichantheicum parvifolium*, e *Rhynchospora globosa* (Figura 4).

Ressalta-se que a *R. consanguinea* ocupa o segundo lugar do rank para as áreas T e CL, respectivamente (Tabela 1).

Além disto, duas espécies em comum foram identificadas em CL, CB e R: *Andropogon virgatus* e *Spigelia riedeliana*.

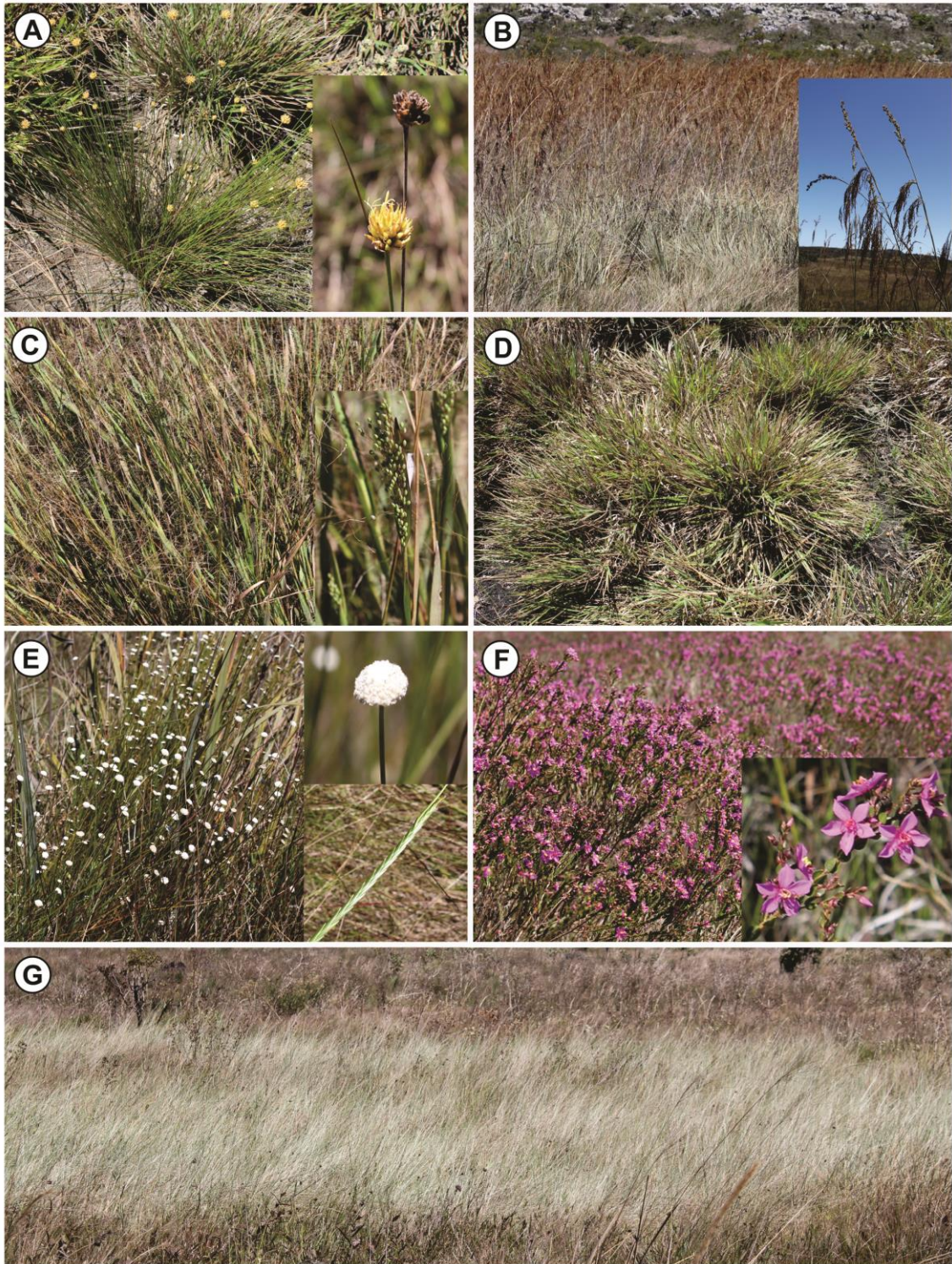


Figura 2. Especies de Maior Valor de Importância das áreas de estudo (campos úmidos) do Parque Nacional das Sempre-Vivas. A) *Rhynchospora globosa*; B) *Lagenocarpus rigidus*; C) *Trichantheicum parvifolium*; D) *Mesosetum loliforme*; E) *Paepalanthus distichophyllus*; F) *Microlicia confertiflora*; G) *Trachypogon spicatus*.

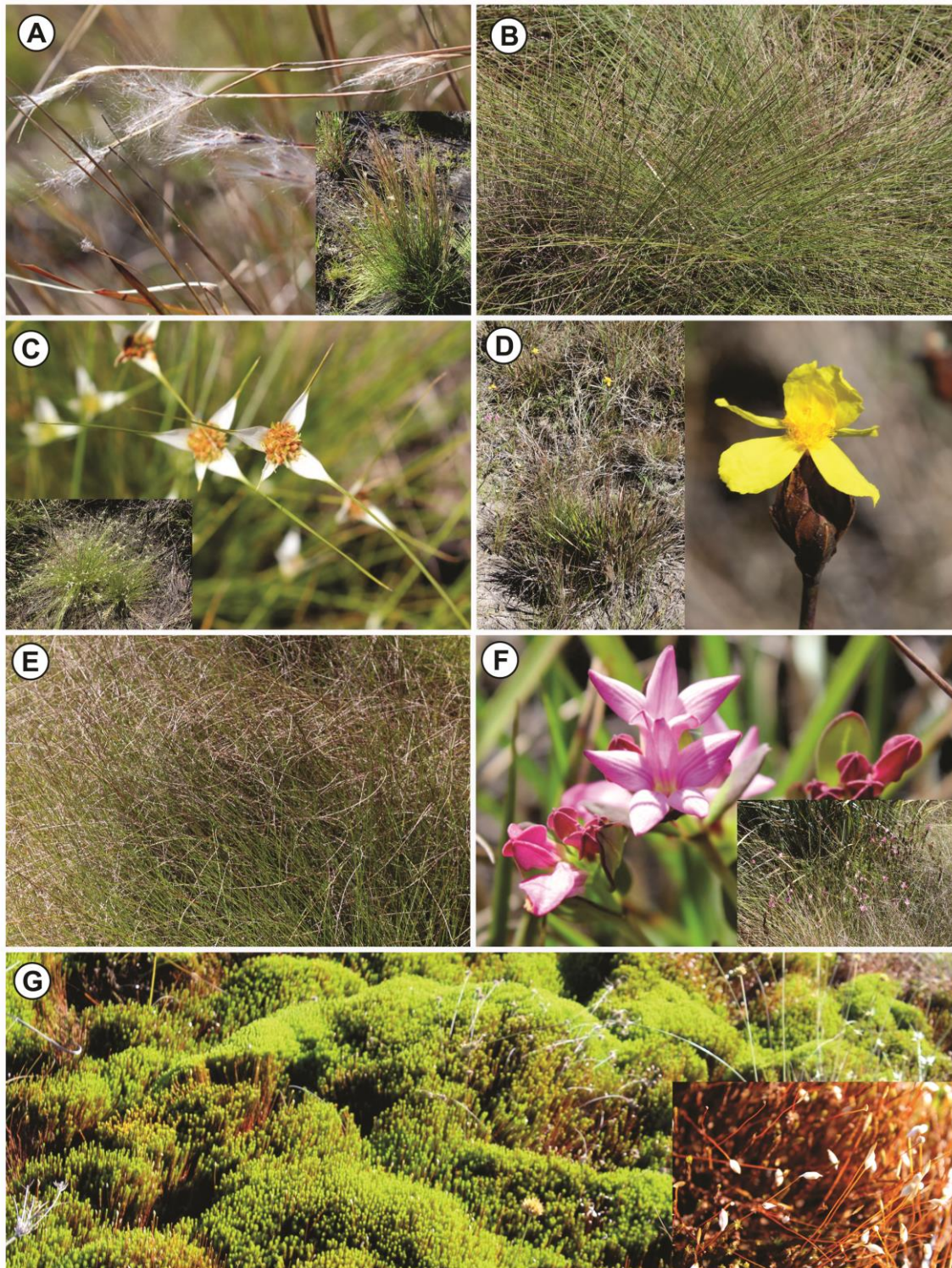


Figura 3. Especies de Maior Valor de Importância das áreas de estudo (campos úmidos) do Parque Nacional das Sempre-Vivas. A) *Andropogon leucostachyus*; B) *Anthaenantia lanata*; C) *Rhynchospora consanguinea*; D) *Xyris* cf *villosicarinata*; E) *Paspalum maculosum*; F) *Spigelia riedeliana*; G) *Polytrychum* sp..

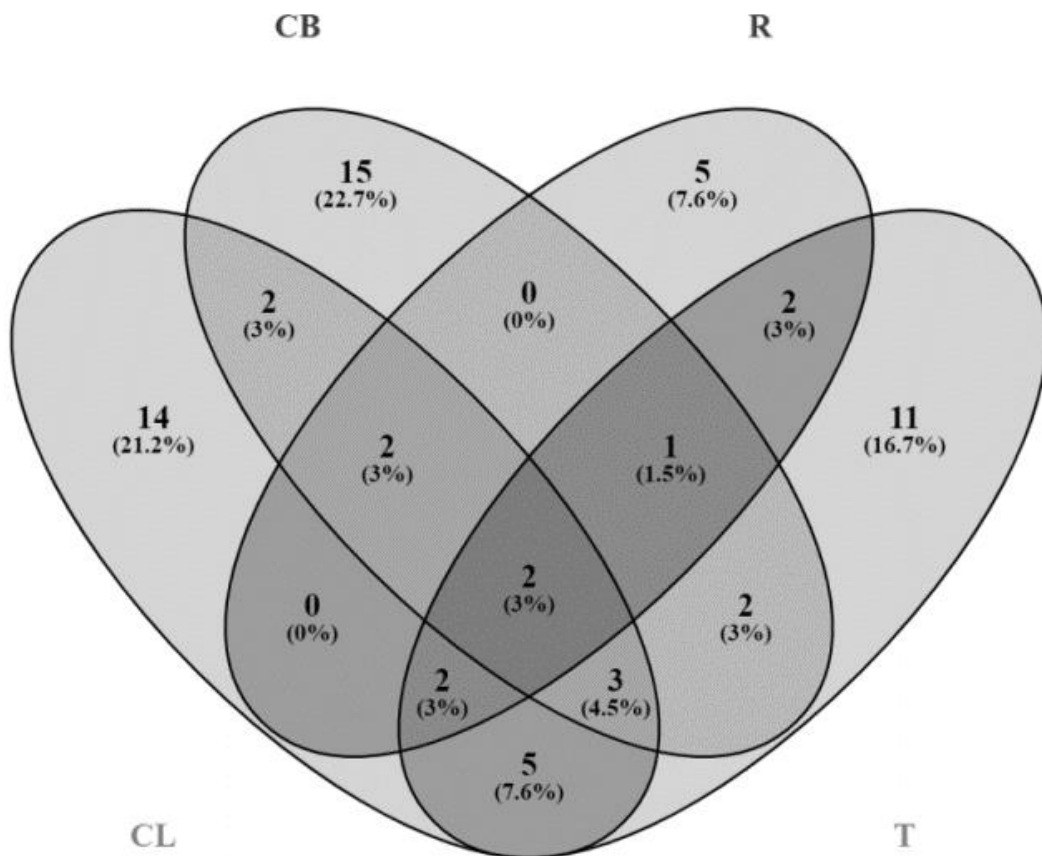


Figura 4. Diagrama de Venn indicando a diversidade florística *beta* das quatro áreas de estudo (campos úmidos), localizados no Parque Nacional das Sempre Vivas. Em que: CB – Córrego do Bicho; R – Rancharia; CL - Córrego de Lages e T – Torre.

...continuação

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|----|-----|-------|------|------|-------|----|------|------|------|------|------|----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|----|
| <i>Xyris aurea</i> L.B.Sm. & Downs | He | | | | | | | 0,10 | 1,25 | 0,01 | 0,08 | 1,33 | 21 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Xyris cervii</i> E.D.Lozano & Wand. | He | | | | | | | 0,20 | 2,50 | 0,03 | 0,25 | 2,75 | 11 | | | | | | 0,10 | 1,41 | 0,06 | 0,49 | 1,90 | 14 | |
| <i>Xyris peregrina</i> Malme | He | 0,1 | 1,96 | 0,03 | 0,20 | 2,16 | 10 | 0,40 | 5,00 | 0,13 | 0,98 | 5,98 | 7 | 0,20 | 3,03 | 0,04 | 0,37 | 3,40 | 14 | | | | | | |
| <i>Xyris plantaginea</i> Mart. | He | | | | | | | | | | | | | 0,10 | 1,52 | 0,07 | 0,65 | 2,17 | 21 | 0,20 | 2,82 | 0,03 | 0,26 | 3,08 | 10 |
| <i>Xyris cf villosicarinata</i> kral & Wand. | He | 0,7 | 13,73 | 0,04 | 0,24 | 13,97 | 3 | 0,10 | 1,25 | 0,02 | 0,15 | 1,40 | 17 | | | | | | | | | | | | |
| Xyrys sp 1 | He | 0,1 | 1,96 | 0,00 | 0,01 | 1,97 | 14 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Xyrys sp 2 | He | | | | | | | 0,10 | 1,25 | 0,00 | 0,01 | 1,26 | 28 | | | | | | | | | | | | |
| Xyrys sp 3 | He | | | | | | | 0,10 | 1,25 | 0,01 | 0,04 | 1,29 | 24 | | | | | | | | | | | | |

A partir do resultado do diagrama de Witthaker (Figura 5A), pode-se observar que nas áreas R, T e CB possuem poucas espécies muito dominantes e muitas espécies menos comuns (raras), enquanto que, a área CL, indica maior equabilidade entre a distribuição das espécies (Figura 5A, Tabela 2).

O perfil de diversidade (Figura 5C) indica que a comunidade CL é a mais diversa, a partir do resultado de todos os índices utilizados, apresentados também na tabela 2, e que a comunidade da área de estudo R possui a menor diversidade (Tabela 2). As comunidades CB e T apresentam diversidades similares, sendo que de acordo com as curvas de rarefação (Figura 5B), a comunidade T tende a apresentar maior diversidade com o aumento do esforço amostral.

Tabela 2. Índices de diversidade para as quatro áreas de estudo (campos úmidos), localizados no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV). Em que: R – Rancharia, T – Torre, CL – Córrego de Lages, CB – Córrego do Bicho.

| Área de estudo | R | T | CL | CB |
|-----------------------|--------|--------|--------|--------|
| Anos sem fogo | 8 | 3 | 2 | 1 |
| Diversidade | | | | |
| Shannon_H' (nats/ind) | 1,3637 | 1,6221 | 2,7173 | 1,7595 |
| Equabilidade_J' | 0,5167 | 0,4868 | 0,7989 | 0,5338 |
| Simpson_1-D | 0,6265 | 0,6906 | 0,9088 | 0,7311 |

A figura 6 apresenta as relações em percentual de cobertura de plantas secas, vivas e solo exposto. As três variáveis apresentaram diferenças estatísticas significativas (p -valor $< 0,05$) (Tab. 3). Desta forma, constata-se que a área T apresenta maior cobertura (%) de plantas vivas, seguida da área CB, quando se comparado às demais áreas analisadas que são iguais estatisticamente (Tabela 3). A área R (8 anos sem fogo) apresenta uma maior cobertura (%) de plantas secas em relação às demais áreas (p -valor $< 0,05$) e a área CL apresenta uma maior cobertura (%) de solo exposto, seguido da área CB (Tabela 3).

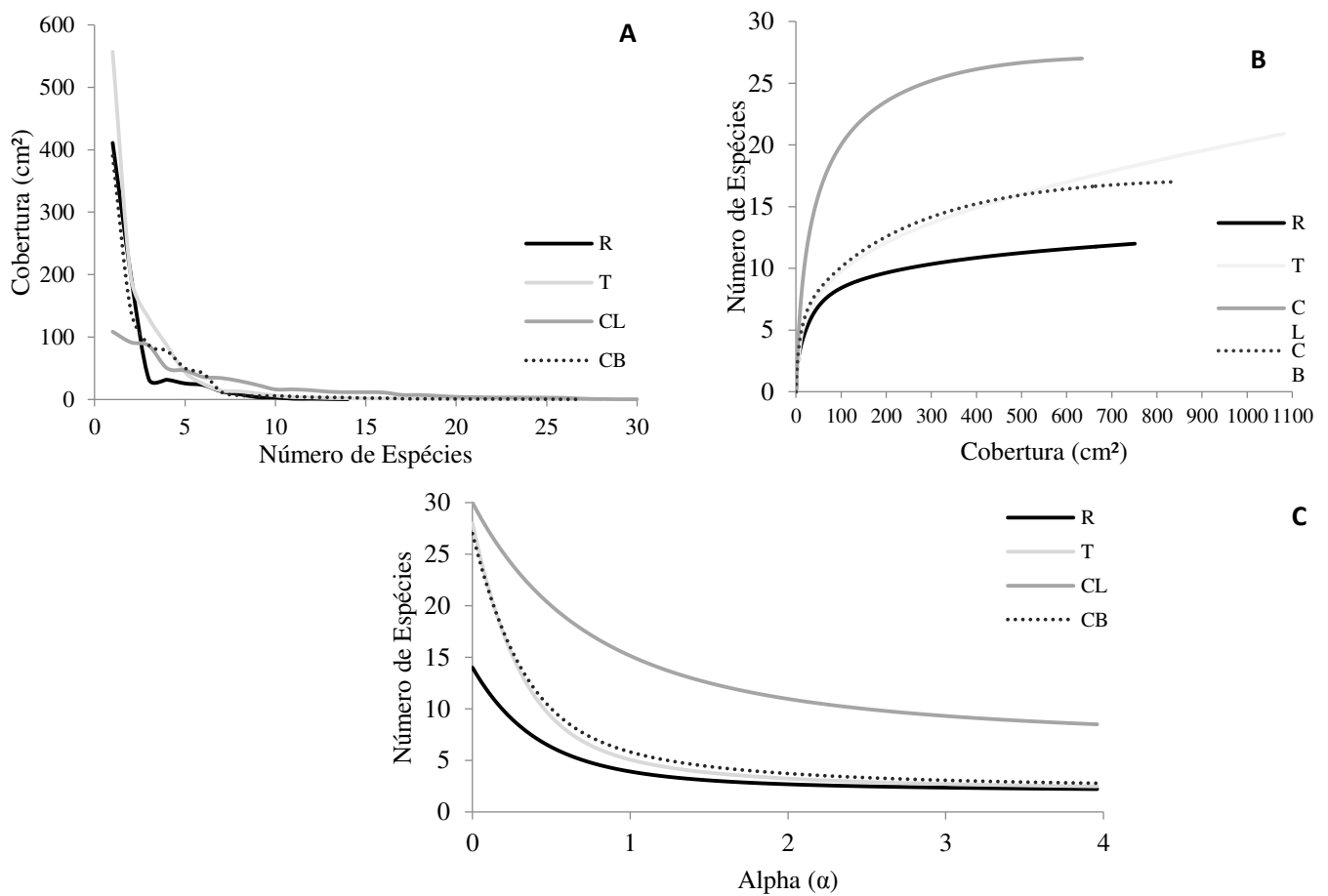


Figura 5: (A) Diagrama de Witthaker (broken sticks), (B) Curva de Rarefação e (C) Perfil de diversidade, sendo que, o valor 0 em Alpha (α), indica riqueza de espécies, o índice de Shannon H' , em 1 e o índice de Simpson em 2, para as quatro áreas de estudo (campos úmidos), sob diferentes regimes de fogo, localizados no Parque Nacional das Sempre-Vivas. Em que: R – Rancharia (8 anos sem fogo), T- Torre (3 anos sem fogo), CL – Córrego de Lages (2 anos sem fogo) e CB – Córrego do Bicho (1 ano sem fogo).

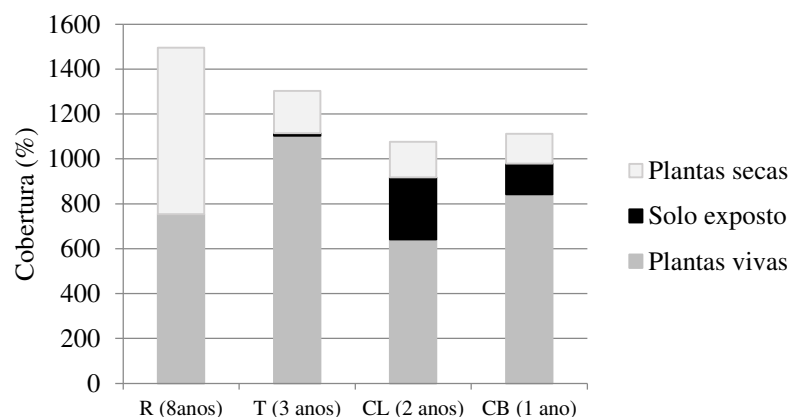


Figura 6. Cobertura de plantas vivas, solo exposto e plantas secas nas quatro áreas de estudo (campos úmidos), submetidas a diferentes regimes de fogo, localizadas no Parque Nacional das Sempre-Vivas. Em que: R – Rancharia (8 anos sem fogo), T – Torre (3 anos sem fogo), CL – Córrego de Lages (2 anos sem fogo) e CB – Córrego do Bicho (1 ano sem fogo).

Na tabela 3 encontram-se os resultados das diferentes formas de vida nas quatro áreas de campos úmidos, em relação à cobertura e número de espécies. As formas de vida não apresentaram diferenças significativas, exceto pelo tufo, em relação ao número de espécies e hemicriptófitos que, apesar de apresentar significância estatística, não diferiram muito entre si em relação à cobertura estimada de cada espécie.

Tufo é uma forma de vida caracterizada por musgos cujo eixo principal é reto, com ramos semelhantes e paralelos a este eixo, formando tufos contíguos (VICTORIA *et al*, 2009), foi encontrado somente na área CL e identificado como *Polytrichum* sp. (Tabela 1).

Em todas as áreas de estudo a forma de vida predominantemente encontrada foi o hemicriptófito (Tabela 3), que corresponde à plantas herbáceas com gemas de crescimento protegidas ao nível do solo por folhas ou bainhas foliares que morrem na época desfavorável (IBGE, 2012). A área que tem maior cobertura de hemicriptófitos é a área T.

Ademais, as outras ocorrências de formas de vida: Geófitos, Terófitos, Caméfitos, Nanofanerófitos e Microfanerófitos, independente da avaliação sobre a cobertura ou o número de espécies, não apresentaram diferenças significativas (p-valor > 0.05) em relação às quatro áreas estudadas sob diferentes regimes de fogo.

Nossos resultados indicaram a ocorrência de duas espécies de microfanerófitos: *Eremanthus incanus* (candeia) e de *Trembleia parviflora* (bambazeiro) crescendo na área CL.

A partir do levantamento da altura de vegetação, observou-se que a área R, apresenta uma vegetação mais alta em relação às demais áreas estudadas, que são iguais entre si (p-valor < 0,05).

As espécies que possuem a preferência pelos ambientes úmidos são: *Spigelia riedeliana*, *Xyris villosicarinata* e *Microlicia confertiflora* pertencentes à área R e as espécies *Steinchisma decipiens* e a *Cyperus diamantinus*, ambas pertencentes à área CL (Tabela 4).

A partir da análise de DCA não houve formação de grupos coesos devido à alta Diversidade Beta que as áreas apresentam. A análise não apresentou-se significativa, eixo 1 (p-valor = 0,19) e eixo 2 1 (p-valor = 0,08).

A análise de agrupamento indicou baixa similaridade entre as áreas de estudo (Figura 7 e 8). A 60% de similaridade temos 11 grupos (figura 8), o que demonstra elevada diversidade beta entre as áreas de estudo e parcelas (figura 8), ainda assim não sendo significativa.

Tabela 3. Parâmetros de riqueza, cobertura, formas de vida e altura da vegetação das quatro áreas de estudo, submetidas à diferentes regimes de fogo, localizadas no Parque Nacional das Sempre-Vivas. Em que: R – Rancharia (8 anos sem fogo), T – Torre (3 anos sem fogo), CL – Córrego de Lages (2 anos sem fogo) e CB – Córrego do Bicho (1 ano sem fogo).

| Área de Estudo Anos sem fogo | R 8 | | T 3 | | CL 2 | | CB 1 | | F | p |
|--|---------|---------|----------|---------|---------|---------|---------|----------|---------|-----|
| Riqueza | | | | | | | | | | |
| número de espécies | 14 | | 28 | | 30 | | 27 | | | |
| número médio de espécies | 3,90 ± | 1,58 | 6,30 ± | 1,79 | 4,90 ± | 2,91 | 5,20 ± | 2,44 | 1,7434 | ns |
| Cobertura | | | | | | | | | | |
| plantas vivas | 75,41 ± | 22,50 b | 110,31 ± | 19,75 a | 64,13 ± | 31,04 b | 84,18 ± | 21,04 ab | 6,0438 | ** |
| plantas secas | 74,10 ± | 18,11 a | 18,80 ± | 11,32 b | 15,90 ± | 18,73 b | 13,21 ± | 10,52 b | 33,3408 | *** |
| solo exposto | 0,00 ± | 0,00 b | 1,15 ± | 1,84 b | 27,64 ± | 26,62 a | 13,78 ± | 12,74 ab | 6,8911 | ** |
| Formas de vida (cobertura) | | | | | | | | | | |
| tufo | 0,00 ± | 0,00 | 0,00 ± | 0,00 | 10,85 ± | 24,99 | 0,00 ± | 0,00 | 1,6960 | ns |
| geófito | 1,30 ± | 3,90 | 0,00 ± | 0,00 | 3,98 ± | 10,71 | 0,06 ± | 0,15 | 0,9602 | ns |
| terófito | 0,00 ± | 0,00 | 0,00 ± | 0,00 | 0,00 ± | 0,00 | 0,10 ± | 0,27 | 1,2500 | ns |
| hemicriptófito | 70,96 ± | 27,27 b | 109,09 ± | 20,67 a | 42,80 ± | 31,24 b | 83,66 ± | 21,53 ab | 10,4789 | *** |
| caméfito | 0,00 ± | 0,00 | 0,00 ± | 0,00 | 0,00 ± | 0,00 | 0,08 ± | 0,24 | 1,0000 | ns |
| nanofanerófito | 3,15 ± | 6,83 | 1,22 ± | 3,12 | 3,53 ± | 5,56 | 0,28 ± | 0,62 | 0,9869 | ns |
| microfanerófito | 0,00 ± | 0,00 | 0,00 ± | 0,00 | 2,97 ± | 8,91 | 0,00 ± | 0,00 | 1,0000 | ns |
| Formas de vida (nº de espécies) | | | | | | | | | | |
| tufo | 0,00 ± | 0,00 b | 0,00 ± | 0,00 b | 0,30 ± | 0,46 a | 0,00 ± | 0,00 b | 3,8571 | * |
| geófito | 0,10 ± | 0,30 | 0,00 ± | 0,00 | 0,50 ± | 0,67 | 0,20 ± | 0,40 | 2,4000 | ns |
| terófito | 0,00 ± | 0,00 | 0,00 ± | 0,00 | 0,00 ± | 0,00 | 0,20 ± | 0,40 | 2,25 | ns |
| hemicriptófito | 3,50 ± | 1,43 | 5,90 ± | 2,17 | 3,50 ± | 2,42 | 4,40 ± | 1,85 | 2,8802 | * |
| caméfito | 0,00 ± | 0,00 | 0,00 ± | 0,00 | 0,00 ± | 0,00 | 0,10 ± | 0,30 | 1,0000 | ns |
| nanofanerófito | 0,30 ± | 0,46 | 0,40 ± | 0,66 | 0,40 ± | 0,49 | 0,30 ± | 0,64 | 0,0923 | ns |
| microfanerófito | 0,00 ± | 0,00 | 0,00 ± | 0,00 | 0,20 ± | 0,60 | 0,00 ± | 0,00 | 1,0000 | ns |
| Altura da Vegetação (cm) | 73,90 ± | 15,2 a | 51,50 ± | 20,04 b | 47,95 ± | 18,40 b | 31,72 ± | 8,35 b | 10,438 | *** |

Tabela 4. Espécies indicadoras presentes em duas áreas de campos úmidos, objeto deste estudo, submetidas a diferentes regimes de fogo, localizadas do Parque Nacional das Sempre-Vivas. VIO é o valor indicador observado e VIE é o valor indicador esperado após aleatorização. Em que: R – Rancharia (8 anos sem fogo) e CL – Córrego de Lages (2 anos sem fogo).

| Área | Espécie | VIO | VIE | | p | Abundância (%) | | | |
|-----------|---------------------------------|-------|-------|--------|---|----------------|----|-----|----|
| | | | Média | desvio | | R | T | CL | CB |
| R | | | | | | | | | |
| | <i>Spigelia riedeliana</i> | 33,90 | 14,40 | 6,88 | * | 85 | 0 | 7 | 8 |
| | <i>Xyris cf villosicarinata</i> | 32,10 | 14,40 | 7,11 | * | 64 | 36 | 0 | 0 |
| | <i>Microlicia confertiflora</i> | 30,00 | 12,00 | 6,18 | * | 100 | 0 | 0 | 0 |
| CL | | | | | | | | | |
| | <i>Steinchisma decipiens</i> | 30,00 | 10,70 | 6,11 | * | 0 | 0 | 100 | 0 |
| | <i>Cyperus diamantinus</i> | 26,50 | 12,20 | 6,63 | * | 0 | 12 | 88 | 0 |

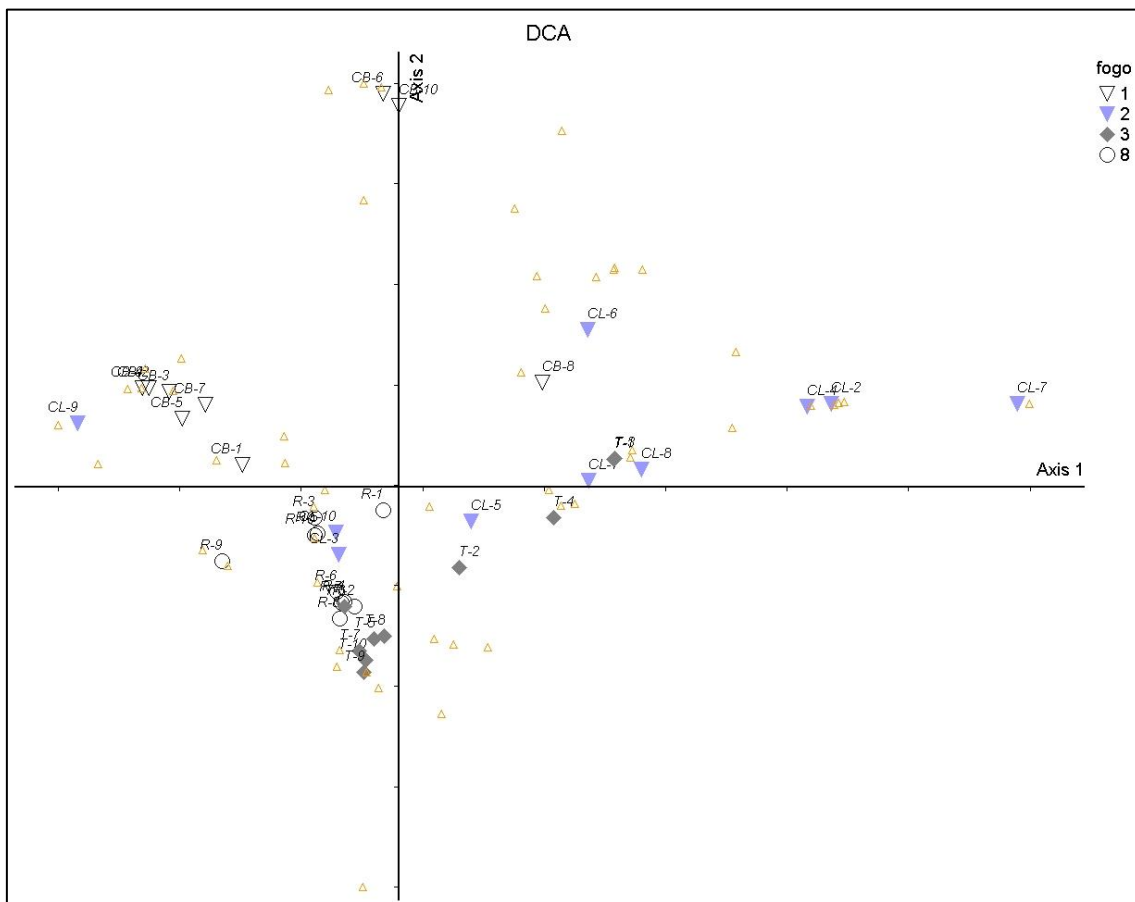


Figura 7. Ordenação das parcelas de estudo nos dois primeiros eixos da análise de correspondência retificada (DCA). Áreas de estudo: 1=CB, 2=CL, 3=T, 8=R.

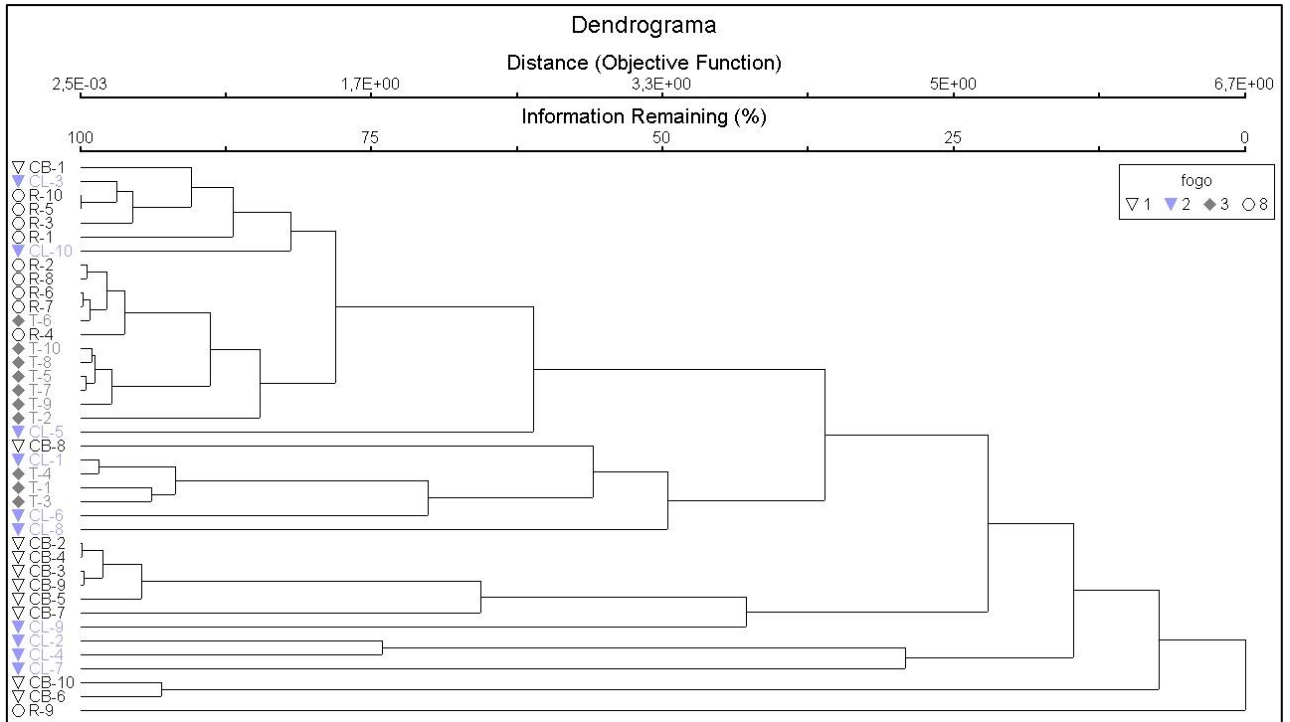


Figura 8. Análise de agrupamento representando a similaridade entre as áreas. Método de agrupamento UPGMA, índice de Dissimilaridade Bray-Curtis, Software PCord 6.0. Áreas de estudo: 1=CB, 2=CL, 3=T, 8=R.

A análise RDA indicou que os dois eixos são significativos. O eixo 1 explicou 61% da variação dos dados e o eixo 2 explicou 15% (Figura 9).

Das variáveis explicativas, apenas as variáveis umidade na estação seca (Setembro) ($F = 4,4603$; $p = 0,001$) e o fósforo (P) ($F = 2,1699$; $p = 0,043$) forma significativas.

Os resultados da análise de partição da variância foram significativos ($p = 0,045$) na RDA e indicaram que vinte por cento (20%) da variação da abundância das espécies foi explicada pelos dados analisados: 9% ambiente, 1% espaço + ambiente e 10% espaço (Figura 10). Os 80% restantes é formado pelo componente indeterminado.

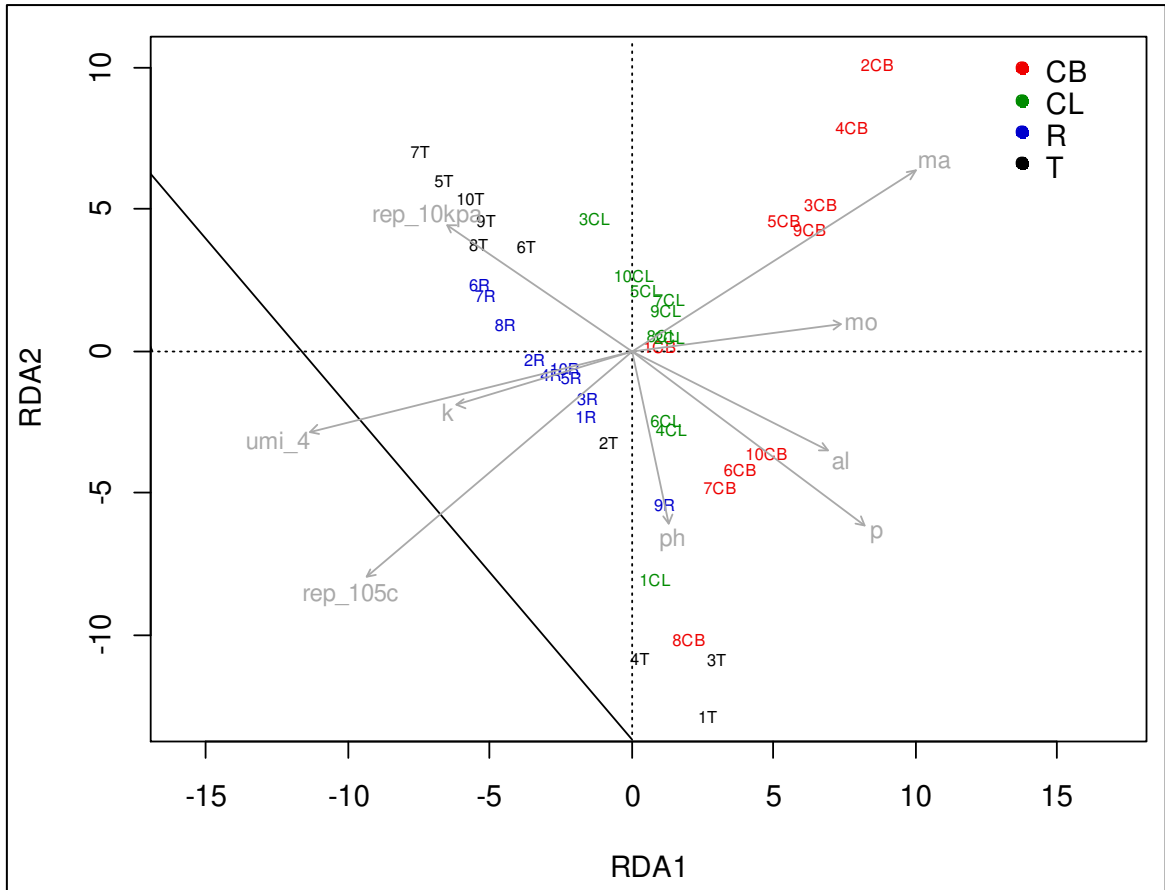


Figura 9. Plotagem bidimensional da análise de redundância em relação às variáveis ambientais e distribuição das parcelas das quatro áreas (campos úmidos) estudadas, submetidas a diferentes regimes de fogo, localizadas no PNSV.

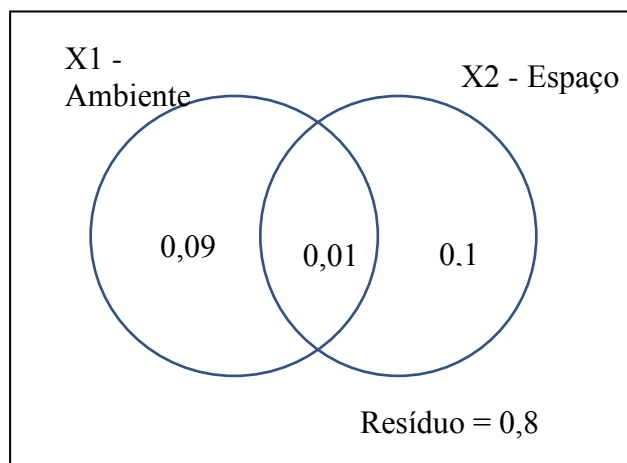


Figura 10. Diagrama de partição das variâncias para as correlações entre preditores ambientais e espaciais da distribuição de espécies, das quatro áreas de estudo (campos úmidos), submetidas a diferentes regimes de fogo, localizadas do Parque Nacional das Sempre-Vivas. Frações puramente espaciais e ambientais foram testadas a 5% de significância pela análise de variância.

4. DISCUSSÃO

A família mais rica em espécies encontrada nas áreas de estudo foi Poaceae, a exemplo de outros estudos em campos úmidos no cerrado (CIANCIARUSO & BATALHA, 2008; MUNHOZ *et al*, 2008; Mello,2012), seguida por Eriocaulaceae, Xyridaceae e Cyperaceae. De fato esta é a principal composição de famílias botânicas dos campos da Serra do Espinhaço (RAPINNI *et al*, 2008; FIGUEIRA *et al*, 2016). Estas famílias botânicas são reconhecidamente importantes na região da Serra do Espinhaço por suas flores secas, conhecidas como sempre-vivas, que são coletadas e vendidas como objetos decorativos (GIULIETTI, 1996; GIULIETTI, 2012).

As cinco espécies com maior valor de importância em cada área de estudo foram selecionadas para discussão, totalizando 15 espécies. Destas, seis (6) são representantes da família Poaceae. Estas seis espécies de gramíneas (*Trachypogon spicatus*, *Trichanthecium parvifolium*, *Mesosetum loliiforme*, *Andropogon leucostachyus*, *Paspalum maculosum*, *Anthaenantia lanata*) são nativas, não endêmicas do Brasil, de ampla distribuição no país, em vários domínios fitogeográficos, ocorrendo em varias fitofisionomias (Flora do Brasil, 2020). No entanto, no Parque Nacional das Sempre-Vivas, *Trachypogon spicatus* e *Paspalum maculosum* foram associados apenas às áreas úmidas em campos com maior altitude (MELLO, 2012).

Anthaenatia lanata apresentou elevada dominância nas áreas queimadas há mais tempo (R e T), mostrando dominância nos ambientes não queimados.

Paepalanthus distichophyllus foi a espécie de Eriocaulaceae encontrada com VI elevado em T, CL e R. A espécie é endêmica do Brasil, com ocorrência confirmada em Minas Gerais (Flora do Brasil, 2020).

Politrichum sp, espécie de musgo terrícola classificado como tufo, foi observado na área de estudo CL com o mais elevado valor de importância. No hemisfério norte, onde os musgos são importantes na estrutura na comunidade de turfas (MARRS, *et al*, 2019), estudos indicam que musgos são as primeiras espécies a colonizarem o solo na sucessão pós-fogo, incluindo incêndios de alta gravidade (GRAU-ANDRÉS *et al*, 2019). Dado o elevado VI encontrado para a espécie na comunidade da área CL, e que os estudos em comunidades vegetais de áreas úmidas (aqui citados) foram restritos às plantas vasculares, sinaliza-se a necessidade de compreender o papel das plantas avasculares em comunidades de turfas tropicais, tanto

no aspecto sucessional pós-fogo, como também em algum possível aspecto funcional relacionado ao controle de variação da umidade no solo (MOORE, 2017) durante a regeneração.

Cyperaceae é outra família de plantas secas que tem destaque nos campos úmidos do PNSV. Neste estudo observou-se a presença de três espécies de maior VI (tabela 1) em três áreas de estudo: *Lagenocarpus rigidus* (em todas as áreas), *Rhynchospora consanguínea* (estrelinha) nas áreas CL e T e *Rhynchospora globosa* (espeta nariz) na área CB. As espécies de *Rhynchospora* não foram encontradas na área R, sinalizando que elas podem ser beneficiadas pela abertura do ambiente proporcionada pela queima, permitindo a regeneração e florescimento das espécies. As duas espécies de *Rhynchospora* são amplamente distribuídas pelos campos úmidos no Brasil, tendo sido observadas em pelo menos 12 localidades dentre 16 levantamentos analisados (TANNUS, 2007).

Destaca-se a ocorrência de *Lagenocarpus rigidus* Ness (Cyperaceae), espécie nativa de grande distribuição geográfica e não endêmica do Brasil. A espécie também é bastante generalista, ocorrendo em fisionomias de cerrado e campo rupestre, campo úmido e campo sujo (MELLO, 2012; TANNUS, 2007; MUNHOZ e FELFILLI, 2006, MESSIAS *et al.*, 2012). Além de campinarana, savana amazônica e restinga (Flora do Brasil, 2020). *L. rigidus* é uma das espécies que ocorre em todas as áreas de estudo, e, além disso, apresenta VI elevado em todas elas, sendo que este valor cresce à medida que aumenta o tempo sem queimar. Ela foi a espécie com mais alto VI na área controle, que não queima há 8 anos (R). Nossos resultados indicam, portanto, que a falta de fogo pode beneficiar *L. rigidus*. Este resultado, adicionado ao fato de a propagação da espécie ser predominantemente vegetativa e suas sementes provavelmente possuírem algum tipo de dormência (OLIVEIRA *et al.*, 2017), potencializam a afirmação de que gramíneas cuja reprodução é vegetativa são beneficiadas na ausência de fogo (MUNHOZ & AMARAL, 2010).

Gramíneas como as encontradas nas comunidades estudadas são altamente inflamáveis devido à sua morfologia, sendo que esta inflamabilidade pode variar de acordo com a espessura e largura das folhas, associadas ao seu conteúdo de água (SIMPSON *et al.*, 2016; JUNQUEIRA, 2017). Estes dados sugerem que a espécie *L. rigidus* pode apresentar potencial inflamabilidade, tanto pela sua morfologia, (folhas largas e espessas), grande porte que proporciona produção de muita biomassa, e também

concentração de folhas secas que ficam ligadas à planta viva (observações em campo). Acrescido a isso, a dominância que a espécie atinge nos campos úmidos pode oferecer grande risco de ocorrência de incêndios, visto que a flamabilidade é um fator determinante do comportamento do fogo (SIMPSON *et al*, 2016), aumentando a vulnerabilidade destas áreas, apesar do elevado teor de umidade observado nos solos destes sítios.

Em todas as áreas de estudo a forma de vida predominantemente encontrada foi o hemicriptófito (tabela 3). O comportamento do fogo nestes locais pode explicar o sucesso desta estratégia (SIMPSON *et al*, 2016), devido à rápida combustão, portanto baixo tempo de residência do fogo e relativamente mais baixas temperaturas alcançadas (SCHMIDT *et al*, 2016) devido à alta flamabilidade das gramíneas e elevado teor de umidade do solo. Além disso, campos úmidos apresentam gradientes de umidade formando microambientes com água aflorando no solo, representando um fator de proteção adicional para os brotos submersos e funcionando algumas vezes como uma barreira natural ao fogo.

Mesmo entre hemicriptófitos há diferentes estratégias de brotação. Eriocaulaceae por exemplo, apresentam rosetas cujas gemas localizadas no centro mantém a planta viva durante fogos moderados; e gramíneas rebrotam vigorosamente mesmo após fogo intenso (FIGUEIRA *et al*, 2016), representando também diversidade funcional da comunidade estudada, aspecto que merece ser aprofundado posteriormente

Apesar da baixa frequência, foi observada a ocorrência de microfanerófitos na área CL. As duas espécies amostradas (*Trembleia parviflora* e *Eremanthus incanus*) são comuns nas matas de galeria que ocorrem associados aos campos úmidos do PNSV, sendo que *T. parviflora* se distribui de forma mais abundante (COSTA, 2017).

No Distrito Federal, *T. parviflora* está apresentando um padrão de colonização em campos úmidos associados às condições de redução de umidade (GIOTTO, 2015), ou associada a uma possível sucessão ecológica do ambiente de campo para uma Mata de Galeria Inundável (CARVALHO, 2015). Dentre os campos por nós analisados, a espécie foi encontrada na área CL, que apresentou elevadas amplitudes de variação de umidade e de nível de lençol freático (capítulo 1) e maior severidade de queima, reforçando o fato de que a presença de *T. parviflora* em campo úmido no PNSV pode indicar mudanças nas condições ambientais locais e na sucessão vegetacional.

Eremanthus incanus também foi observada nos capões de mata do PNSV, porém com menor importância (COSTA, 2017). A espécie é bastante generalista, ocorrendo em áreas de campo rupestre, cerrado (lato sensu), floresta ciliar ou galeria, floresta estacional semidecidual e restinga (Flora do Brasil em construção, 2020). As alterações ambientais ocasionadas pelo fogo, portanto, podem estar levando a espécie a ocupar outros nichos ecológicos e estabelecer competição com as espécies herbáceas, podendo levar à modificações na estrutura da vegetação local e, conseqüentemente da paisagem.

Spigelia riedeliana, *Microlicia confertiflora* e *Xyris* cf *villosicarinata* foram identificadas como indicadoras na área R. *Spigelia riedeliana* é uma espécie endêmica do Brasil, por enquanto restrita ao estado de Minas Gerais, mas com possibilidade de ocorrência no Rio Grande do Sul (Flora do Brasil 2020 em construção). Apesar de ser uma erva não graminóide de pequeno porte, *S. riedeliana* sobrevive apresentando elevada frequência (4º maior VI) na área R cuja dominância é de *L. rigidus*, o que faz dela boa competidora em locais com ausência de fogo. *Microlicia confertiflora* apresenta-se na forma de vida nanofanerófita (5º maior VI) na área controle (R). Nanofanerófitas possivelmente competem de maneira mais equilibrada com as gramíneas devido ao seu tamanho e arquitetura (MUNHOZ & AMARAL, 2010) e podem ocupar diferentes estratos no campo, onde as gramíneas se mantêm como fortes concorrentes espaciais (GHERMANDI *et al.*, 2004). O aumento da dominância das espécies arbustivas ao longo do tempo sem ocorrência de fogo promove diversificação na estrutura da paisagem. *Xyris* cf *villosicarinata* Kral & Wand. possui poucas coletas, a maioria restrita ao quadrilátero ferrífero, mas também já foi registrada na Serra do Cipó (MG) e em Rio de Contas na Bahia. A espécie ocorre em campo limpo, próximo a cursos d'água (Flora do Brasil 2020; CARMO *et al.*, 2018; BORSALI, 2012).

A área CL também apresentou espécies indicadora: *Cyperus diamantinus* e *Steinchisma decipiens* (Tabela 4). Ambas são espécies nativas, a primeira, endêmica do Brasil. *S. decipiens* é presente em vegetação de cerrado e aquática, e *C. diamantinus* em cerrado e campo rupestre (Flora do Brasil em construção, 2020).

Pteridium esculentum é uma espécie nativa da América Central e América do Sul (DER *et al.*, 2009). É geófito, possui denso e profundo sistema radicular resistente ao fogo, e considerada pioneira agressiva, produzindo milhões de esporos dispersos pelo vento (HARTIG & BECK, 2003). Apresenta alelopatia por fitotoxicidade, podendo impedir a regeneração e estabelecimento de plântulas de outras espécies

(JATOBÁ, 2016). Foi observada na área CL, e, mesmo não possuindo alto VI, considerando a elevada competição entre as espécies na área (figura 5A), *P. esculentum* tem potencial para alcançar maior dominância, em caso de ocorrência de mais fogo.

A maioria das espécies observadas nas áreas de estudo ainda não foram avaliadas pelos especialistas quanto ao grau de ameaça, de acordo com os critérios da União Mundial para a Natureza (IUCN), sendo categorizadas como (NE). No entanto, *Xyris aurea*, amostrada neste estudo, nativa e endêmica do Brasil, ocorre em Minas Gerais e na Bahia é ameaçada de extinção, descrita na categoria em perigo (EN) (Flora do Brasil em construção, 2020).

Acerca das análises de diversidade, as áreas de estudo (com exceção de CL) não apresentaram elevado índice de Shannon (H') (tabela 2), quando comparadas a outros campos úmidos estudados no PNSV (MELLO, 2012), e em outras regiões do Brasil, que encontraram H' entre 2,6 e 3,0 nats/ind (MUNHOZ & FELFILI, 2008; EUGÊNIO, 2011). Frequências de fogo bianuais em campo limpo e campo sujo estão associadas à perda de diversidade e maior homogeneização da comunidade, que em relação à áreas controle (sem fogo) (MUNHOZ & AMARAL, 2010).

Estes resultados, e o regime de fogo pretérito nas áreas de estudo podem explicar a baixa diversidade alfa encontrada, visto que já houve período em que a frequência de queima nestas áreas úmidas foi anual (Tabela 1, Capítulo 1). No entanto, menor número de espécies encontrado também pode estar relacionado à restrição do nosso levantamento às áreas de organossolo, visto que variações edáficas são fortemente relacionadas à composição e diversificação florística de um local (RAPPINI *et al*, 2008), e à temporalidade do levantamento, que ficou restrito à época de seca, quando pode ser registrado menor número de espécies neste tipo de ambiente (MUNHOZ *et al*, 2008).

Ao considerar que uma parcela significativa da diversidade nas áreas de estudo é composta por espécies pouco frequentes (Figura 5A), aumentam as chances de falsas ausências, sendo necessária a realização de levantamentos prolongados (RAPPINI *et al*, 2008) que considerem variações sazonais. As curvas de rarefação (Figura 5A) indicam a probabilidade de encontrarmos mais espécies na área T, conseqüentemente aumentando o índice de diversidade. Por outro lado, CL foi submetida a um distúrbio mais severo (tab 1, cap 1) e possui maior taxa de solo exposto. Dessa forma, as espécies estão recolonizando a área, sendo que há maior equitabilidade entre as dominâncias,

sendo mais fácil encontrar mais espécies com o mesmo esforço amostral. Por outro lado, a curva de rarefação indica que não há probabilidade de encontrarmos novas espécies com o aumento do esforço amostral.

Índices de diversidade não devem ser analisados isoladamente, pois é possível fazer uma avaliação superficial das condições da comunidade estudada. Há que se considerarem também outros aspectos, como diversidade funcional, e taxonômica, assim como parâmetros físicos e ambientais. A área CL, por exemplo, apresentou os mais elevados índices de diversidade, no entanto, o local está sendo colonizado por pelo menos 3 espécies de outras fitofisionomias adjacentes (mata e cerrado), fato que não se configura como um bom indicador, visto que isso pode estar ocorrendo devido à modificações ambientais.

Cada área apresenta um estágio de sucessão após o evento fogo., Em R devido ao tempo desde a última queima ser pelo menos 5 anos maior que nas demais áreas, a sucessão ecológica consolidou-se com elevada dominância de duas espécies, uma Poaceae e uma Cyperaceae. Espécies herbáceas não gramíneas tendem a ser mais sensíveis à supressão de fogo e ficam encobertas pelas gramíneas (FIDELIS, 2012a), portanto é esperado que com o aumento do tempo passado desde a última queima a estrutura da vegetação seja dominada por Poaceae e Cyperaceae.

Os resultados de maior riqueza e diversidade encontrados nas áreas CL e CB, cujo tempo sem fogo é menor em relação às demais estão alinhados à literatura (MUNHOZ & AMARAL, 2010). No entanto, há um limite para que a intensidade e frequência do fogo exerçam impactos positivos nos ecossistemas propensos ao fogo, pois existe um ponto a partir do qual, o sistema não é capaz de manter sua resiliência (OVERBECK et al, 2020). Este fato é confirmado pelos resultados da Tabela 3 em que CB apresenta maior área de solo exposto, locais estes que, mesmo 2 anos depois da ocorrência do fogo ainda não foram colonizados pelas plantas em regeneração.

A área T apresenta maior proporção de cobertura de solo com espécies verdes/vivas (Tabela 3), que pode ser atribuído aos mais elevados teores de umidade no local e menor severidade da queima (Tabela, 2 Capítulo 1).

Por outro lado, há registros de ambientes sobre solos orgânicos excluídos do fogo por 100 anos que perderam espécies significativamente importantes para a manutenção do ecossistema da turfa (região boreal) (MARRS *et al*, 2019), indicando mais uma vez a importância do estabelecimento de um regime de queima adequado a

cada comunidade e ambiente. O que vem sendo discutido é a necessidade de se diversificar os eventos de fogo, aplicando-se diferentes regimes nas mesmas comunidades a fim de possibilitar o beneficiamento de mais espécies no sistema. Isto pode ser verificado ao se analisar as áreas de estudo em conjunto, pois os diferentes tempos desde a última queima proporcionam diferentes estruturas da comunidade vegetal, gerando maior diversidade no conjunto, o que é chamado de hipótese da pirodiversidade - biodiversidade (BOWMAN, 2016). Este conceito é definido como “o resultado das interações entre regimes de fogo, biodiversidade e processos ecológicos”, assim como a “heterogeneidade espaço-temporal da atividade do fogo na paisagem”.

As análises de similaridade indicam uma baixa similaridade entre as comunidades (Figuras 2, 6 e 8), resultando em elevada diversidade Beta. Outros estudos já mostraram a dissimilaridade florística entre áreas úmidas ao longo da Serra do Espinhaço (MEYER & FRANCHESCHINELLI, 2010), e estudos multitaxonômicos no centro-oeste (incluindo algas e crustáceos) também indicam elevada diversidade Beta entre ambientes úmidos (FONSECA *et al*, 2018).

Matas de galeria associadas aos campos úmidos no PNSV também apresentam elevada diversidade beta, indicando cada mata como uma comunidade distinta (COSTA, 2017). Este fato ressalta a importância destas áreas úmidas como um todo, visto que, por constituírem-se em um ambiente de transição, apresentando espécies terrestres e aquáticas (CUNHA *et al*, 2015) possibilitam a manutenção de diversos táxons, diferentes fitofisionomias e formas de vida.

Apesar de termos encontrado maior diversidade nas áreas queimadas há menos tempo, não podemos atribuir tal fato unicamente ao tempo sem fogo, devendo ser considerado sempre o regime de fogo pretérito e outras perturbações locais (FIDELIS *et al*, 2012a), como o pastejo por gado que atualmente é eventual, no entanto, historicamente foi intenso nesta região.

As métricas que indicam a cobertura de vegetação seca e altura da vegetação (Tabela 3) são relacionadas ao acúmulo de biomassa vegetal (carga de combustível), e mostram diferença significativa na área excluída do fogo há mais tempo (R, 8 anos).

Nossos resultados são coerentes diante das afirmações de que em campo úmido mais de 80% da cobertura vegetal recupera um ano após o incêndio (FIDELIS *et al*, 2012), e que áreas excluídas do fogo por 2 anos não possuem acúmulo de biomassa muito maior em relação às excluídas do fogo por 4 anos (FIDELIS *et al*, 2012) e

até mesmo 5 anos (SHIMIDT *et al*, 2016). De fato, a estação seca não impede a brotação e a regeneração, podendo até beneficiar algumas espécies diante dos gradientes de umidade formados (MUNHOZ & FELFILLI, 2008).

Assim, poder-se-ia esperar entre 5 e 8 anos para a realização de uma queima de manejo para controle de biomassa (gestão de combustível), caso fosse analisada esta variável isoladamente. Por outro lado, considerando que a recuperação de grande parte da biomassa antes do primeiro ano da queima, estas áreas, mesmo manejadas poderiam ser atingidas por incêndios na estação seca após o manejo, ou nos anos seguintes. Os dados de histórico de fogo das áreas de estudo refletem incidência anual de fogo em algum período (Tabela 1, Capítulo 1). E vale ressaltar o ocorrido na área CL, que foi atingida por fogo duas vezes no mesmo ano, tornando os efeitos da queima mais severos.

Estudo de longo prazo avaliou efeitos de queimas prescritas em turfeiras no Reino Unido, e indicou frequência de fogo de 20 anos, para garantir manutenção das propriedades chave do ecossistema (composição de espécies, massa de carbono acima e abaixo do solo e taxa de acumulação de carbono orgânico) (MARRS *et al*, 2019).

Por mais que fitofisionomias campestres sejam propensas ao fogo (FIDELIS, 2020), e que a recuperação da biomassa seja muito rápida (FIDELIS *et al*, 2012), a identificação da frequência adequada de queima para os ambientes campestres úmidos do Cerrado não deve ficar restrita a fatores bióticos que considerem aspectos botânicos ou gestão de combustíveis. Aspectos faunísticos também carecem de análise, e seus efeitos são pouco conhecidos (FRIZZO, 2011). Os fatores abióticos são igualmente importantes ao se considerar serviços ecossistêmicos gerados pelos campos úmidos, ou áreas úmidas (Capítulo 1).

A análise RDA contribuiu para reforçar as discussões acerca dos fatores ambientais e o fogo sustentarem a distribuição e estrutura da comunidade vegetal de campo úmido. Como exemplo, citamos os achados de que os gradientes de umidade determinam a distribuição de espécies em campos úmidos (MUNHOZ & FELFILLI, 2008) e que o fogo foi elencado como o principal agente nas mudanças da flora destes ambientes (AMARAL *et al*, 2013). A RDA no PNSV indicou a separação das 4 áreas de estudo (elevada diversidade Beta), em um gradiente que variou de acordo com o tempo de exclusão do fogo, determinado pela umidade do solo na época de seca num sentido e pela concentração de fósforo no outro. Ou seja, o regime de fogo, devido aos efeitos

que causa no solo pode determinar a estruturação da comunidade vegetal em campos úmidos. O espaço explicou parte da distribuição dos dados, provavelmente devido ao arranjo espacial e distância entre as áreas, formando o gradiente de diferentes fitofisionomias típico da vegetação do Cerrado.

Por fim, 80% da variação da distribuição da vegetação não puderam ser explicados pelo conjunto de dados ambientais analisados, sendo, portanto, explicado por outras variáveis não exploradas e fatores estocásticos previstos na teoria neutra (HUBELL,2001). Ao analisar que, mesmo quando uma queima prescrita é realizada, é impossível controlar todos os fatores que a influenciam e, portanto, prever exatamente os efeitos que ela causará no ambiente; o fogo poderia ser entendido também, como um importante componente da parcela não explicada da distribuição da comunidade.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS (CAP 2)

Nossos resultados indicam elevada diversidade beta, em que os mais altos índices de diversidade florística foram encontrados nas áreas submetidas ao fogo prescrito do que naquela excluída do fogo por 8 anos.

Algumas espécies foram identificadas como indicadoras dos ambientes úmidos: *Spigelia riedeliana*, *Xyris villosicarinata*, *Microlicia confertiflora*, *Steinchisma decipiens* e *Cyperus diamantinus*.

A forma de vida predominante nos campos úmidos, independente do regime de fogo, foi o hemiptófito. É válido aprofundar na subdivisão das características da vegetação desta faixa do espectro de vida para melhor compreensão das diferentes estratégias de sobrevivência e reprodução perante o distúrbio fogo e especificidades dos ambientes alagados em que vivem.

A recuperação da biomassa combustível (cobertura de vegetação seca) é rápida em campos úmidos, e se mantém por alguns anos, sendo que o aumento significativo desta foi identificado 8 anos após o fogo.

As variáveis ambientais identificadas responsáveis pela estruturação da vegetação dos campos úmidos analisados são: umidade do solo na estação seca e o teor de fósforo, que estão diretamente relacionadas à ocorrência de fogo, sendo este, portanto, um importante fator estruturante das comunidades estudadas.

Em suma, a comunidade botânica dos campos úmidos é resiliente ao distúrbio fogo, visto que regenera rapidamente e possui espécies que são beneficiadas com a entrada de luz e exposição do solo. No entanto, as variáveis da vegetação são apenas parte daquelas necessárias para obtenção de uma avaliação ampla da viabilidade do uso do fogo em áreas úmidas. É imprescindível considerar os aspectos abióticos, principalmente aqueles relacionados ao componente hídrico do ambiente, pois, a resiliência da vegetação ao distúrbio fogo está diretamente relacionada à manutenção das características ambientais intrínsecas aos ecossistemas úmidos, e ocorre até um ponto crítico no qual o ambiente não é mais capaz de fornecer condições para a regeneração daquela comunidade.

6. AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos especialistas e alunos das Universidades Brasileiras que nos apoiaram na identificação das espécies: Carlos Rodrigo Lehn, Caroline Andrino, Cássia Munhoz, Euler da Luz Fernandes Menezes, Evandro Luiz Mendonça Machado, Fabiane Nepomuceno Costa, Graça Wanderley, Jimmy Nakajima, Kesley Henrique da Silva, Mayco Santos, Paula Alves Oliveira, Pedro Viana, Renato Ramos da Silva, Rosana Romero.

7. REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL, A.G; MUNHOZ, C.B.; EUGÊNIO, C.U.O.; FELFILI, J.M.A.2013. **Vascular flora in dry-shrub and wet grassland Cerrado seven years after a fire**, Federal District, Brazil. *Check List* 9(3): p 487–503

BECKER, R. A & WILKS, A. R. 2018 R version by Ray Brownrigg. Enhancements by Thomas P Minka and Alex Deckmyn. (2018). **Maps: Draw Geographical Maps**. R package version 3.3.0. <https://CRAN.R-project.org/package=maps>

BIVAND, R.; KEITT, T & ROWLINGSON, B. (2020). **Rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library**. R package version 1.5-12. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal> NYCHKA, D.; FURRER,R.; PAIGE,J.; SAIN, S. (2017).“**Fields: Tools for spatial data.**” doi: 10.5065/D6W957CT(URL:<https://doi.org/10.5065/D6W957CT>), R package version 10.3, <URL:<https://github.com/NCAR/Fields>>.

- BORCARD, D.; LEGENDRE, P. & DRAPEAU, P. 1992. **Partialling out the spatial component of ecological variation**. *Ecology*, 73(3):1045–1055.
- BORSALI, E.F. 2012 **A flora vascular endêmica do quadrilátero ferrífero, Minas Gerais, Brasil: Levantamento das espécies e padrão de distribuição geográfica**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG. 189p.
- BOWMAN, D.M.J.S., BALCH, J.K., ARTAXO, P., BOND, W.J., CARLSON, J.M., COCHRANE, M.A., ANTONIO, C.M.D., DEFRIES, R.S., DOYLE, J.C., HARRISON, S.P., JOHNSTON, F.H., KEELEY, J.E., KRAWCHUK, M.A., KULL, C.A., MARSTON, J.B., MORITZ, M.A., PRENTICE, I.C., ROOS, C.I., SCOTT, A.C., SWETNAM, T.W., WERF, G.R. VAN DER, PYNE, S.J., 2009. **Fire in the Earth System**. *Science* (324), p. 481–484. <https://doi.org/10.1126/science.1163886>
- BROWER, J.E. & ZAR, J.H. 1984. **Field & laboratory methods for general ecology**. W.C. Brown Publishers, Boston
- CARMO, F.; DA MOTA, R.; KAMINO, L.; JACOBI, C. (2018) **Check-list of vascular plant communities on ironstone ranges of south-eastern Brazil: dataset for conservation**. *Biodiversity Data Journal* 6: e27032. <https://doi.org/10.3897/BDJ.6.e27032>
- CARVALHO, A. C. A. 2015. **Análise ambiental de um subsistema de vereda em unidades de conservação: Reserva Ecológica do IBGE – RECOR e Estação Ecológica de Águas Emendadas - ESECAE/DF**. Dissertação (Mestrado) Programa de PósGraduação em Geografia da Universidade de Brasília, UnB. 123p.
- CIANCIARUSO, M.V.; BATALHA, M.A. 2008. **A year in a wet grassland: a non-seasonal island in a seasonal savanna environment**. *Braz. J. Biol.*, 68(3): 495-501.
- COELHO, M.S., FERNANDES, G.W., PACHECO, P., DINIZ, V., MEIRELES, A., SANTOS, R.M., CARVALHO, F.C., NEGREIROS, D., 2016. **Archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands: new insights and perspectives**. In: Fernandes, G.W. (Eds.), *Ecology and Conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, Springer, New York, pp. 129–153.
- COELHO, M.S., NEVES, F.S., PERILLO, L.N., MORELLATO, L.P.C., FERNANDES, G.W. 2017. **Forest archipelagos: A natural model of metacommunity under the threat of fire**. *Flora* 238 244–249. doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.013
- COELHO, M.S.; FERNANDES, G.W., PERILLO, L.N., NEVES, F.S. 2017. **Capões de Mata: Arquipélagos florestais pouco conhecidos e ameaçados**. *MG BIOTA*, Belo Horizonte, V.10, n.1.
- COSTA, T.R. 2017. **Análise florístico-estrutural, relação vegetação-ambiente e transição floresta-campo das matas de galeria do Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG**. 135p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, MG. 2017.
- COSTA, D.P. & PERALTA, D.F. 2015. **Bryophytes diversity in Brazil**. *Rodriguésia* 66(4): 1063-1071. DOI: 10.1590/2175-7860201566409

CUNHA, C N. da; PIEDADE, M.T.F.; JUNK, W. 2015. **Classificação e delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats. Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável.** Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas úmidas - INAU. 165p.

DER, J.P; THOMSON, J. A.; STRATFORD, J. K. ; WOLF, P. G. 2009 **Global chloroplast phylogeny and biogeography of bracken (Pteridium; Dennstaedtiacea).** American Journal of Botany 96(5): 1041–1049. 2009

DRAY, S; LEGENDRE, P. & BLANCHET, G. 2011. **Packfor: Forward Selection with permutation** (Canoco p.46). R package version 0.0-8/r100., (<http://r-forge.r-project.org/projects/sedar/>).

DUFRENE M & LEGENDRE P, 1997. **Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach.** *Ecological monographs*, 67(3):345–366.

DURIGAN, G., & RATTER, J.A.. 2016 **The need for a consistent fore policy for cerrado conservation.** *Journal of Applied Ecology* 53:11-15

EUGÊNIO, C. U.O. 2011. **Dinâmica temporal do estrato herbáceo-arbustivo em comunidades campestres no Brasil Central.** Dissertação (Mestrado) Engenharia Florestal, Publicação PPGEFL.DM-CLX/2011, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 110p.

FERREIRA, E.B.; CAVALCANTI, P.P.; NOGUEIRA, D.A. 2013. **ExpDes: experimental designs package. R package version 1.1.2.** 2013. Available at: <https://cran.r-project.org/>. Accessed on: Jul 07 2020.

FIDELIS, A.; LYRA, M.F.DI S. & PIVELLO, V.R. 2012. **Above- and below-ground biomass and carbon dynamics in Brazilian Cerrado wet grasslands.** Above- and below-ground biomass and carbon dynamics in Brazilian Cerrado wet grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 24(2), 356–364. doi:10.1111/j.1654-1103.2012.01465.x

FIDELIS, A.; BLANCO, C.C.; MULLER, S.C.; PILLAR, V.D. & PFADENHAUER, J. 2012a. **Short-term changes caused by fire and mowing in Brazilian Campos Grasslands with different long-term fire histories.** *Journal of Vegetation Science* 23 (2012) 552-562. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2011.01364.x

FIGUEIRA, J. E. C., RIBEIRO, K. T., RIBEIRO, M. C., JACOBI, C. M., FRANÇA, H., DE OLIVEIRA NEVES, A. C., CONCEIÇÃO, A.A.; MOURÃO, F.A; SOUZA, J.M. & DE KNEGT MIRANDA, C. A. 2016. **Fire in rupestrian grasslands: plant response and management.** *In Ecology and Conservation of mountaintop grasslands in Brazil* (pp. 415-448). Springer International Publishing.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 25 jun. 2020

FONSECA, B.M.; GALVÃO, L.M.; SOUSA, F.D.R.; ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A.; SOUZA, M.B.G.; PINTO, R.L.; PETRACCO, P.; REGINA CÉLIA DE OLIVEIRA, R.C.; LIMA, E.J. 2018. **Biodiversity in Pristine Wetlands of Central Brazil: a Multi-**

Taxonomic Approach Wetlands 38:145–156 <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0964-7>

FOX, J. & WEISBERG, S. 2019. **An {R} Companion to Applied Regression**, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

FRIZZO, T.L. M.; BONIZÁRIO, C.; BORGES, M.P.; VASCONCELOS, H.L. 2011. **Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil**. *Oecologia Australis* 15(2): 365-379, Junho 2011 doi:10.4257/oeco.2011.1502.13

GHERMANDI, L.; GUTHMANN, N.; DONALDO, B. 2004. **Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands**. *Journal of Vegetation Science* 15: 67-76, 2004

GIOTTO, A.C. **Colonização de *Trembleya parviflora* em áreas úmidas no Distrito Federal, Brasil**. 2015, 107p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília. DF. 2015.

GIULIETTI, A.M.; WANDERLEY, M.G.L.; LONGHI-WAGNER, H.M.; PIRANI, J.R.; PARRA, L.R. 1996. **Estudos em “sempre-vivas”: taxonomia com ênfase nas espécies de Minas Gerais, Brasil**. *Acta bot. bras.* 10(2).

GRAU-ANDRÉS, R; DAVIES, G.M.; WALDRON, S.; SCOTT, E. M.; GRAY, A. 2019. **Increased fire severity alters initial vegetation regeneration across Callunadominated ecosystems**. *Journal of Environmental Management* 2331 (2019) 1004-1011 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.113>

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. 2001. **PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis**. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

HILL, M.O. & H.G. GAUCH. **Detrended Correspondence Analysis, an improved ordination technique**, *Vegetation*, v. 42, p. 47-58. 1980. <https://doi.org/10.1007/BF00048870>

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University, Princeton, p.448. 2001

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Manuais Técnicos em Geociências, número 1. 275p. 2º Ed. Revista e ampliada. Rio de Janeiro. Versão digital <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>

JATOBA, L.J. , VARELA, R.M.; MOLINILLO, J.M.G.; DIN, Z.U.; GUALTIERI, S. C. J.; Rodrigues-Filho, E.; MACIAS, F. A. 2016. **Allelopathy of Bracken Fern (*Pteridium arachnoideum*): New Evidence from Green Fronds, Litter, and Soil**. *LOS ONE* | journal.pone.016167, 2016. DOI:10.1371

LEGENDRE, P., BORCARD, D., & ROBERTS, D. W. 2012 **Variation partitioning involving orthogonal spatial eigenfunction submodels**. *Ecology*, 93(5), 1234–1240. doi:10.1890/11-2028.1

- MARRS, R.H., MARSLAND, E., LINGARD, R. *et al.* 2019. **Experimental evidence for sustained carbon sequestration in fire-managed, peat moorlands.** *Nature Geoscience* 12, 108–112 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0266-6>
- MCCUNE, B. AND M. J. MEFFORD. 2011. **PC-ORD. Multivariate analysis of Ecological Data, Version 6.0 for Windows.** MjM Software, Glenden Beach, Oregon, U.S.A.
- MELLO, T. R. B (2012). **Comunidade Herbáceo-Arbustivas e suas relações com solo e altitude, em áreas secas e úmidas, no Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG.** 2012, 58 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília. DF. 2012
- MESSIAS, M. C. T.B.; LEITE, M.G.P.; MEIRA-NETO, J.A.A.; KOZOVITS, A.R. 2012. **Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais.** *Acta Botânica Brasílica* 26(1): 230-242.2012.
- MEYER, S.T. & FRANCESCHINELLI, E.V. 2010. Estudo florístico de plantas vasculares associadas às áreas úmidas na Cadeia do Espinhaço (MG), Brasil. **Revista Brasil. Bot., V.33, n.4, p.677-691, out.-dec. 2010.** <https://doi.org/10.1590/S0100-84042010000400015>
- MIRANDA, H.S.; SATO, M.N.; NETO, W.N.; AIRES, F.S.2009. **Fires in the Cerrado, the Brazilian savana.** *In: Tropical Fire Ecology.* P 427-450. Springer Praxis Books. Springer Berlin, Heidelberg.
- MIRANDA, H.S.; NETO, W.N.; NEVES, B.M.C. 2010. **Caracterização das Queimadas de Cerrado.** *In* Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do projeto Fogo. Cap.2 p. 23-33. Brasília-DF, IBAMA.
- MUELLER-DOMBOIS, D, ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology.** John Wiley & Sons New York., USA 547 p. 1974.
- MUNHOZ, C.B.R.; FELFILI, J.M.; RODRIGUES, C.C. 2008. **Species-environment relationship in the herb-subshrub layer of a moist Savanna site, Federal District, Brazil** Munhoz, CBR.a *, Felfili, JM.b and Braz. J. Biol., 68(1): 25-35, 2008
- MUNHOZ, C.B.R & FELFILI, J.M. 2008 **Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo em campo limpo úmido no Brasil Central** *Acta bot. bras.* 22(4): 905-913.
- MUNHOZ, C.B.R. & AMARAL, A.G. 2010. **Efeito do fogo no estrato herbáceo-subarbustivo do Cerrado.** *In.* Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo Brasília: Ibama, 144p.
- MUNHOZ, C.B.R. & FELFILI, J.M. 2006. **Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil.** *Acta Botanica Brasilica* 20: 671-685.
- MYERS, R. L. 2006. **Living with fire: sustaining ecosystems & livelihoods through integrated fire management.** The Nature Conservancy, Global Fire Initiative.

- OLIVEIRA, P.A.; CARVALHO, L.M.E; PEREIRA, I.M.; PINHEIRO, A.C.; CARVALHO, A.C. **Resgate e propagação de *Lagenocarpus rigidus* Ness.** Enciclopédia Biosfera, v.14 n.26; p 629. 2017. DOI: 10.18677/EnciBio_2017B58
- OLIVEROS. J.C. 2007. **VENNY. An interactive tool for comparing lists with Venn's Diagrams.** <https://bioinfogp.cnb.csic.es/tools/venny/index.html>
- OKSANEN, J; BLANCHET, F.G., FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOEC, E. & WAGNER, H. (2019). **Vegan: Community Ecology Package.** R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OVERBECK, G. E.; SILVEIRA, F.A.O.; ROSSATTO, D.R. HEILMEIER, H. **From ashes to understanding: Opinion papers on fire and a call for papers for a Special Issue in Flora.** *Flora* (268)151608 <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151608>
- NYCHKA, D.; FURRER, R.; PAIGE, J.; SAIN, S. 2017. "fields: Tools for spatial data." doi: 10.5065/D6W957CT (URL:<https://doi.org/10.5065/D6W957CT>), R package version 10.3, <URL:<https://github.com/NCAR/Fields>>.
- PAUSAS, J.G. & KEELEY, J.E.. 2009. **A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life.** *BioScience* 59: 593–601. doi:10.1525/bio.2009.59.7.10
- PAUSAS, J.G.; PRATT, R.B; KEELEY, J.E.; JACOBSE, A.L.; RAMIREZ, A.R.; VILAGROSA, A.; PAULA, S.; Kaneakua-Pia, I.N.; DAVIS, S.D. 2016. **Towards understanding resprouting at the global scale.** *New Phytologist* (2016) 209: 945–954 doi: 10.1111/nph.13644
- PIVELLO, V.R. 2011. **The use of fire in the Cerrado and Amazonian Rainforests of Brazil: past and present.** *Fire Ecology* Volume 7, Issue 1, 2011 doi: 10.4996/fireecology.0701024
- RAPINI, A.; RIBEIRO, P.L.; LAMBERT, S.; PIRANI, J.R. 2008. **A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço.** *In* Megadiversidade Volume 4. p. 15-23
- SCHMIDT, I.B., FIDELIS, A., MIRANDA, H.S. *et al.* **2016. How do the wets burn? Fire behavior and intensity in wet grasslands in the Brazilian savanna.** *Braz. J. Bot* 40, 167–175 (2017). <https://doi.org/10.1007/s40415-016-0330-7>
- SILVEIRA, F. A. O.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N. P. U. ; BUISSON, E. ; CARMO, F. F. ; CARSTENSEN, D.W.; CONCEIÇÃO, A. A.; CORNELISSEN, T. G.; ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, G. W.; GARCIA, Q.S.; GUERRA, T. J.; JACOBI, C. M.; LEMOS-FILHO, J. P. ; STRADIC, S. L.; MORELLATO, L.P.C.; NEVES, F. S. ; OLIVEIRA, R.S.; SCHAEFER, C. E.; VIANA, P. L. ; LAMBERS, H. 2016a. **Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority.** *Plant Soil* (2016) 403:129–152. DOI 10.1007/s11104-015-2637-8
- TANNUS, J. L. S. 2007. **Estudo da vegetação dos campos úmidos do cerrado: aspectos florísticos e ecológicos.** 138p. Tese (Doutorado) Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro. SP. 2007.

VICTORIA, F.C.; COSTA, D.P.; PEREIRA, A.B. 2009. **Life-forms of moss species in defrosting areas of King George Island, South Shethland Islands, Antartica.** Biosci.J., Uberlândia, v. 25, n.3, p. 151-161. 2009

WALTER, B.M.T. e RIBEIRO, J.F. 2010. **Diversidade Fitosionômica e o papel do fogo no bioma cerrado.** In Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do projeto Fogo. Brasília-DF, Ibama. 144p

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A vegetação nos campos úmidos do PNSV possui estratégias de regeneração e reprodução que são estimuladas pela redução de biomassa seca promovida pelo fogo, promovendo a sucessão ecológica e aumento temporário da diversidade botânica.

No entanto, o fogo afeta as características físicas dos solos orgânicos destes ambientes úmidos, ocasionando redução da capacidade de retenção hídrica, rebaixamento e aumento da variação sazonal dos níveis freáticos. Tais efeitos afetam negativamente a provisão de serviços ecossistêmicos relacionados à reserva de água para manutenção do fluxo dos rios, portanto fornecimento ao uso humano.

Os efeitos das queimas recorrentes observadas nestes ecossistemas úmidos estão contribuindo para a modificação da estrutura física dos solos ao longo do tempo, acarretando em queimas subterrâneas cada vez mais comuns, que impactam ainda mais os serviços ecossistêmicos.

Num cenário de mudanças climáticas, em que a previsão é de modificação dos regimes de chuvas, e aumento dos eventos extremos, como secas prolongadas; junto das modificações dos regimes de fogo com aumento de frequência e intensidade de queimas, a estabilidade hídrica dos ambientes úmidos fica extremamente ameaçada. Essa questão merece importante avaliação, porque afeta diretamente decisões gerenciais (FIDELIS, 2020) a exemplo da condução de técnicas de Manejo Integrado do Fogo em Unidades de Conservação.

Considerando os objetivos de manejo do PNSV (de preservar vegetação sensível ao fogo e nascentes e áreas de recarga hídrica, assim como prevenir graves incêndios) e aqueles previstos no Programa de Manejo Integrado do Fogo, apontamos que a frequência de queima ideal para campos úmidos deva ser aquela que proporcione a manutenção da menor variação do nível freático e umidade do solo, mesmo que disso dependa a manutenção de biomassa seca (combustível) em elevados níveis por diversos anos.

Recomendo como ações gerenciais a continuidade do monitoramento das variáveis físicas dos solos aqui analisados, do lençol freático, assim como da dinâmica da vegetação, em longo prazo.

Considerando que cada ambiente analisado possui características próprias que os tornam únicos, e ainda os efeitos negativos do fogo sobre os organossolos e sua capacidade de retenção hídrica, sugerimos que o manejo do fogo no PNSV seja priorizado em outras fitofisionomias propensas ao fogo cujos serviços ambientais não estejam tão intrinsecamente relacionados à preservação dos recursos hídricos.